

Leonardo Kleba Lisboa

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA EM RIACHOS DE
MATA ATLÂNTICA SUBTROPICAL: COMPOSIÇÃO DA
MATÉRIA ORGÂNICA ALÓCTONE E INTERAÇÃO COM
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Biologia
Vegetal da Universidade Federal de
Santa Catarina como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Mestre em Biologia Vegetal

Orientador: Mauricio Mello Petrucio

Florianópolis
2012

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do
Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Lisboa, Leonardo Kleba

DINÂMICA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA EM RIACHOS DE MATA
ATLÂNTICA SUBTROPICAL: COMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA
ALÓCTONE E INTERAÇÃO COM INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

[dissertação] / Leonardo Kleba Lisboa ; orientador,
Maurício Mello Petrucio - Florianópolis, SC, 2012.

116 p.; 21 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Biologia Vegetal.

Inclui referências

1. Biologia Vegetal. 2. Dinâmica da Vegetação Ripária. 3.
Aporte de Matéria Orgânica Alóctone. 4. Riachos de Mata
Atlântica. 5. Invertebrados Aquáticos. I. Petrucio, Mauricio
Mello. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa
de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. III. Título.

Leonardo Kleba Lisboa

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA EM RIACHOS DE
MATA ATLÂNTICA SUBTROPICAL: COMPOSIÇÃO DA
MATÉRIA ORGÂNICA ALÓCTONE E INTERAÇÃO COM
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de “Mestre em Biologia Vegetal”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal

Florianópolis, 27 de agosto de 2012

Prof.^a. Maria Alice Neves, Dr.^a
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Mauricio Mello Petrucio, Dr. (Orientador)

Prof. Timothy Peter Moulton, Dr.
Universidade Estadual do Rio de Janeiro (IBRAG/UERJ)

Prof. Tânia Tarabini Castellani, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina (ECZ/UFSC)

Prof. Rafael Trevisan, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina (BOT/UFSC)

À VIDA

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais, Armando Lisboa e Teresa Kleba, pelo incondicional apoio aos estudos, por acreditarem em mim e apoiarem minhas decisões sempre e por incentivarem a busca pela qualidade do trabalho acadêmico como professores universitários. Dedico este trabalho a eles!

Agradeço também aos meus irmãos, João e Cristiane, exemplos de caráter e atitudes no trabalho e na vida, a quem sempre segui e busquei me espelhar como irmão mais novo. Também aos tios, primos, vós e toda família pelo suporte conferido e confiança gerada.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBVE) da Universidade Federal de Santa Catarina, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida.

Agradeço ao professor Mauricio Mello Petrucio, por ter me aceitado como aluno de mestrado e acreditado no meu potencial, pelas orientações, suporte fornecido e trabalho agradável. Também ao professor José Francisco Gonçalves Júnior, da UNB, pelo apoio, correções pertinentes, agradável recepção em Brasília e ideias para metodologias experimentais, análises e referências da presente dissertação.

Agradeço à pós-doc Ana Emília e à doutoranda Áurea Lemes pelo imprescindível apoio nas coletas, nas análises estatísticas, identificação dos macroinvertebrados e companheirismo. A todos os companheiros do Laboratório de Ecologia de Águas Continentais que ajudaram nas coletas direta ou indiretamente, análises de água, e foram essenciais para descontração do ambiente de trabalho: Jéssica, Denise, Natália, Mônica, Rafael, Guto, Eduardo... Agradeço ao Cássio do PPGBVE pela identificação das espécies vegetais, auxílio em campo e ensinamentos botânicos.

Agradeço ao LAPAD (UFSC) pelo suporte fornecido essencial para realização das coletas, através de equipamentos e pessoal de campo, principalmente ao Pedrão, Mauricio, Ronaldo, Cézinha e Davi. Também ao Parque Municipal da Lagoa do Peri por aceitar a pesquisa e disponibilizar equipamento e pessoal para realização das coletas, em nome de Danilo, Mauro, Rafael, Vado, entre outros.

Ao Departamento de Ecologia e Zoologia (ECZ) da UFSC, pelo apoio fornecido pelos funcionários Carla, Walter, Félix, Rogério entre outros. Também ao pessoal do DMSG da UFSC pela disponibilização do transporte.

Aos colegas dos programas de Pós-Graduação em Biologia Vegetal e em Ecologia pelo companheirismo, trocas de ideias e festas frequentadas. À secretária Verinha pela agilidade e momentos de conversa sobre a família, e ao secretário Roberto.

Agradeço aos amigos de sempre pelos momentos de abstração à vida acadêmica, das rodas de samba às empurradas de Kombi: Henrique, Pietro, Lucas, Muraro, Vitor, Mateus, Bernardo, Aita, entre tantos outros...

"Toda interpretação feita por um cientista é uma hipótese, e todas as hipóteses são tentativas. Elas devem sempre ser testadas e sempre revisadas quando insatisfatórias. Portanto, uma mudança na mente de um cientista, particularmente na mente de um grande cientista, não é um sinal de fraqueza, mas sim uma evidência da atenção contínua para o respectivo problema, e da habilidade de testar a hipótese de novo, e de novo..."

Ernst Mayr

"O que me preocupa não é o grito dos maus, mas sim o silêncio dos bons."

Martin Luther King

RESUMO

O aporte de detritos vegetais alóctones é de suma importância para a dinâmica energética de riachos florestados de cabeceira, influenciando na estruturação das comunidades aquáticas. Padrões de aporte e composição desse material estão diretamente relacionados com o tipo e a integridade da vegetação ripária, e são influenciados pelo clima e geomorfologia local. Poucos estudos sobre o tema têm sido feitos em riachos de Mata Atlântica, e são ainda mais raros em ambiente subtropical. O objetivo da presente dissertação foi avaliar padrões temporais de aporte e composição da matéria orgânica (MO) vegetal alóctone em um riacho de Floresta Ombrófila Densa preservada (capítulo 1), e determinar a influência da composição e biomassa dos detritos foliares do estoque bêntico na estruturação espaço-temporal das comunidades de invertebrados aquáticos associados em riachos com diferentes graus de integridade da vegetação ripária (capítulo 2). Foram realizados experimentos entre agosto de 2010 a agosto de 2011 no riacho Cachoeira Grande (preservado), e até junho de 2011 no riacho Ribeirão Grande (impactado), ambos localizados na mesma bacia, coberta por Floresta Ombrófila Densa subtropical. O experimento de dinâmica da vegetação ripária evidenciou uma participação muito maior do aporte lateral, em detrimento ao vertical, na incorporação direta de MO ao riacho, superando também os valores do aporte terrestre e estoque bêntico. Houve grande variação temporal na quantidade e na composição do detrito vegetal ao longo do ano, influenciada principalmente pela precipitação e padrões fenológicos. As principais espécies na dinâmica da MO do riacho foram *Schizolobium parahyba*, *Ficus eximia*, *Virola bicuhyba*, *Ficus adhatodifolia*, *Cupania vernalis* e *Tetrorchidium rubrivenium*. Para comunidade de invertebrados aquáticos, a riqueza de espécies do detrito, assim como temperatura da água, biomassa de galhos e condutividade foram responsáveis pela variação espacial entre os riachos. A variação temporal na distribuição da comunidade em ambos ocorreu em função da temperatura da água e precipitação, mas apenas para o preservado a quantidade de folhas foi importante. A variação no riacho impactado foi mais pronunciada. Os resultados descrevem um padrão de aporte diferente dos encontrados na literatura, e demonstram a importância da integridade da vegetação ripária no fornecimento de subsídios e estabilidade da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos de cabeceira. Assim, se evidencia a importância da integridade das zonas ripárias para os sistemas aquáticos, enfatizando a necessidade de conservação e recuperação dessas áreas.

Palavras-chave: Serapilheira, Composição do Detrito Foliar, Mata Ciliar, Macroinvertebrados Bentônicos.

ABSTRACT

Input of allochthonous leaf litter is extremely important for energetic dynamics of forested headwater streams, influencing the aquatic communities' structures. Patterns of input and composition of this material are directly related to riparian vegetation type and integrity, and respond to local climate and geomorphology. Little attention to this issue has been paid for Atlantic Forest streams, and studies are even rarer in subtropical environments. The objectives of the present dissertation were to evaluate temporal patterns of input and composition of vegetable allochthonous organic matter (OM) in a preserved Atlantic Rain Forest stream (chapter 1), and determine the influence of benthic leaf litter biomass and composition on aquatic invertebrate communities' temporal-space structure in streams with different riparian vegetation integrity states (chapter 2). Experiments were undertaken between August/2010 and August/2011 for Cachoeira Grande (preserved) stream, and until June/2011 in Ribeirão Grande (impacted) stream, both situated in the same watershed covered by subtropical Atlantic Rain Forest vegetation. Riparian vegetation dynamics experiment showed a higher contribution of lateral input, when compared with vertical input, in direct OM entry into the stream, exceeding values of terrestrial input and benthic stocks. There was a temporal variation in quantity and composition of vegetable litter during the year, controlled mainly by precipitation and phenological factors. The main species of OM dynamics were *Schizolobium parahyba*, *Ficus eximia*, *Virola bicuhyba*, *Ficus adhatodifolia*, *Cupania vernalis* e *Tetrorchidium rubrivenium*. For aquatic invertebrate community, leaf litter species richness, as well as water temperature, branch biomass and conductivity were responsible for spatial variations between the streams. Temporal variation in the distributions of communities of both streams occurred in function of water temperature and precipitation, but just for the preserved one leaf biomass was important. Variation in the impacted stream was more pronounced. The results describe an input pattern distinct from those found in literature, and demonstrate the importance of riparian vegetation integrity on providing subsidies and stability of aquatic invertebrate community in headwater streams. Thus, the importance of riparian zone integrity is shown for aquatic systems, which highlights the necessity for conservation and restoration of these areas.

Keywords: Litterfall, Leaf Litter Composition, Allochthonous Input, Benthic Macroinvertebrates.

LISTA DE FIGURAS

Introdução Geral

- Figura 1.** Localização geográfica da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri na cidade de Florianópolis, SC, Brasil, e seus principais tributários, os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande.33
- Figura 2.** Desenho esquemático do delineamento amostral realizado no capítulo 1 – experimento de dinâmica da vegetação ripária – mostrando os coletores verticais, laterais e terrestres dispostos nos 5 pontos amostrais em um trecho de 100 m do riacho.35

Capítulo 1

- Figura 1.** Média e erro-padrão da biomassa de MO vegetal dos diferentes compartimentos para o riacho Cachoeira Grande entre ago/2010 e ago/2011. ..49
- Figura 2.** Percentual de folhas, galhos, frutos e restos vegetais na formação dos diferentes compartimentos de aporte de detritos para o riacho Cachoeira Grande medidos entre ago/2010 a ago/2011.50
- Figura 3.** Variação mensal do aporte de matéria orgânica (MO) vegetal seca nos diferentes compartimentos estudados no riacho Cachoeira Grande entre ago/2010 e ago/2011. Barras representam o erro padrão.51
- Figura 4.** Porcentagem das cinco principais famílias botânicas no aporte de MO vegetal ao riacho Cachoeira Grande no período de ago/2010 a ago/2011.52
- Figura 5.** Contribuição média e erro padrão da biomassa foliar das 6 principais espécies vegetais nos 4 compartimentos do riacho Cachoeira Grande entre ago/2010 e ago/2011.52
- Figura 6.** Médias (g.m-2.mês-1) e erros-padrão da biomassa foliar das principais espécies do aporte vertical (a), aporte lateral (b), aporte terrestre (c) e estoque bêntico (d) mensurados entre agosto de 2010 e agosto de 2011 no riacho Cachoeira Grande.54

Capítulo 2

- Figura 1.** Valores médios de precipitação mensal (PA), pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD) e temperaturas (Temp) da água e do ar medidos entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos preservado (CG) e impactado (ST).83
- Figura 2.** Curva de acumulação de espécies baseada no índice de “MaoTau”, utilizando o número de famílias de invertebrados aquáticos por amostragens, nos riachos preservado (círculos) e impactado (triângulos), amostradas entre agosto de 2010 a junho de 2011 na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, SC. Pontilhados representam intervalo de confiança de 95%.85

Figura 3. Ordenação de escalonamento multidimensional (MDS) obtida pela matriz de similaridade de Bray Curtis dos dados de abundância da comunidade de invertebrados aquáticos, transformada por $\log(x+1)$, dos riachos preservado (CG) e impactado (ST), coletados mensalmente entre agosto de 2010 e junho de 2011 na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, SC.86

Figura 4. Ordenação de escalonamento multidimensional (MDS) dos dados de composição específica dos detritos foliares feita através da similaridade de distância Euclidiana da matriz de presença/ausência de espécies vegetais dos riachos preservado (CG) e impactado (ST) coletados entre agosto de 2010 e junho de 2011 na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, SC.87

Figura 5. Quantidade de detritos vegetais do estoque bêntico representados em biomassa total de recursos (MO, matéria orgânica), e riqueza de espécies vegetais do folhicho coletado, observadas entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos preservado (CG) e impactado (ST). Barras quadriculadas representam a quantidade de biomassa de folhas referentes a espécies exóticas – encontradas apenas no rio ST.88

Figura 6. Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as matrizes de abundância da comunidade de invertebrados aquáticos e das variáveis ambientais transformadas em $\log(x+1)$, mensuradas entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos Cachoeira Grande (CG, preservado, círculos cinzas) e Ribeirão Grande (ST, impactado, círculos brancos). Triângulos representam a ordenação das famílias de invertebrados. Consideraram-se só as variáveis ambientais significativas (Monte Carlo, $p < 0,05$); Condu t = condutividade da água, Temp = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), Riqueza = número de espécies vegetais do detrito, Galhos = biomassa de galhos. O eixo 1 representou 25,7% da variação da comunidade, e o eixo 2 representou 9,2% dessa variação. Correspondências entre as variáveis bióticas e abióticas foram significativas (Monte Carlo, $p < 0,05$).89

Figura 7. Abundância média mensal das principais famílias de invertebrados aquáticos nos ambientes preservado (CG) e impactado (ST) medidas entre agosto de 2010 e junho de 2011. Para o gráfico foram utilizadas apenas famílias que em algum mês apresentaram abundância maior que 10 % da comunidade.91

LISTA DE QUADROS

Apêndice Capítulo 1. Médias mensais ($\text{g.m}^{-2}\text{.mês}^{-1} \pm$ erro padrão) da biomassa foliar do aporte de MO vegetal por espécie nos compartimentos vertical ($n = 90$), lateral ($n = 10$), terrestre ($n = 10$) assim como do estoque bêntico ($n = 15$), mensurados no rio Cachoeira Grande entre agosto de 2010 e agosto de 2011.

.....65

Apêndice Capítulo 2. Composição das folhas do estoque bêntico nos rios preservado (CG) e impactado (ST) mensuradas de agosto de 2010 a junho de 2011, especificando-se as médias mensais (g.m^{-2}) e a porcentagem de cada táxon no total mensurado. * representa espécies exóticas

.....103

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Valores de correlação de Pearson entre o aporte vegetal e as principais espécies com as variáveis ambientais mensuradas no rio Cachoeira Grande entre ago/10 e ago/11. MO total representa soma vertical + lateral; Pluvio = pluviosidade total; Fotope. = fotoperíodo.48

Tabela 2. Resumo de dados do aporte médio de MO (g.m-2.mês-1) vegetal em riachos e rios de ambientes tropicais e temperados. AV = aporte vertical; AL = aporte lateral; AT = aporte terrestre; EB = estoque bêntico; % F = porcentagem de folhas. * dados do presente artigo. **foram feitos experimentos de 48h, o que acaba por não demonstrar a variabilidade representativa de um mês.56

Capítulo 2

Tabela 1. Análise de SIMPER com os táxons que representaram mais de 90% da abundância da comunidade em valores de similaridade (Sim/SD), abundância média (Abu méd), percentual de contribuição da abundância total (Contrib %) e contribuição acumulativa (Cum %) observados entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos preservado (Cachoeira Grande) e impactado (Ribeirão Grande).85

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	23
2 MATERIAL E MÉTODOS	31
2.1 ÁREA DE ESTUDO	31
2.1.1 Mata Atlântica	31
2.1.2 Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri	32
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL	33
2.2.1 Experimento de dinâmica da vegetação ripária	34
2.2.2 Interação entre a vegetação ripária e invertebrados aquáticos	36
2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	37
3 CAPÍTULO 1	39
DINÂMICA E COMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA ALÓCTONE EM UM RIACHO DE MATA ATLÂNTICA SUBTROPICAL	
4 CAPÍTULO 2	73
RELAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS COM A COMPOSIÇÃO E BIOMASSA DE DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS PRESERVADO E IMPACTADO	
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	109
6 REFERÊNCIAS GERAIS	111

1 INTRODUÇÃO

Zonas ripárias podem ser entendidas como um mosaico surpreendentemente diverso de acidentes geográficos, comunidades e ambientes compreendidos dentro de uma paisagem maior, e funcionam como estrutura básica conceitual a fim de se compreender a organização, diversidade e dinâmica das comunidades associadas aos sistemas fluviais (Naiman & Décamps, 1997). Estendendo esse conceito no tempo e espaço, essas zonas podem ser vistas em termos de padrões espaço-temporais levando em consideração a relação entre processos hidrológicos e geomorfológicos, sucessão de plantas terrestres e processos ecossistêmicos aquáticos (Gregory et al., 1991). Especificamente, essas áreas estão localizadas ao longo de rios e no entrono de nascentes, lagos e reservatórios (Rodrigues & Nave, 2000). O delineamento preciso de uma zona ripária se mostra muitas vezes difícil de ser determinado. Segundo Naiman & Décamps (1997), sua área abrange o canal do riacho entre o nível mais alto e o mais baixo de água, e aquela porção da paisagem terrestre que vai desde a marca de água mais alta até onde a vegetação é influenciada por cheias e o solo tem alta capacidade de reter água. Já segundo Gregory et al. (1991), a zona ripária se estende horizontalmente além dos limites das cheias, e verticalmente compreendendo o dossel da vegetação adjacente.

As formações florestais localizadas nestas áreas recebem diversas denominações: vegetação ripária, mata ciliar, mata de galeria, florestas ribeirinhas, entre muitas outras como bem discutido por Rodrigues (2009). A despeito de denominações generalistas, fica claro que essas formações não se constituem como um tipo vegetacional único, pois mesmo possuindo estrutura e função ecossistêmicas similares, elas diferem fundamentalmente em composição taxonômica conforme o domínio morfoclimático e fitogeográfico do País (Ab'Sáber, 2009). A vegetação ripária ocupa uma das áreas mais dinâmicas de uma paisagem, sendo que a distribuição e composição dessa comunidade refletem tanto influências do ambiente fluvial na forma de cheias e vazantes, quanto influências das áreas terrestres adjacentes como fogo, vento, doenças e herbivoria (Gregory et al., 1991). Além disso, essas formações vegetais apresentam um elevado grau de complexidade estrutural e heterogeneidade ambiental devido principalmente às variações edáficas, topográficas e às características hidrológicas da bacia e do curso d'água (Rodrigues & Shepherd, 2009).

As florestas ripárias atuam na manutenção da integridade de uma bacia hidrográfica pela ação direta que têm em uma série de processos

importantes para estabilidade da microbacia, para manutenção da qualidade e quantidade de água presente, assim como para manutenção da saúde ecológica dos próprios ecossistemas aquáticos (Lima & Zakia, 2009). Elas também são chamadas de zona tampão, justamente pelo fato de amortecerem os impactos provenientes das áreas que circundam o ecossistema aquático (Ferraz, 2001), representando um importante link de transição aquático-terrestre (Wallace et al., 1997; Naiman & Décamps, 1997). Além disso, esses ambientes têm grande importância ambiental e social, sendo inclusive considerados áreas de preservação permanente (APPs) pela legislação ambiental brasileira segundo o Código Florestal (Lei nº 4777/65), que limita sua ocupação e proíbe sua supressão. Dentre as muitas funções ecológicas importantes, está o funcionamento da vegetação ripária como corredores ecológicos para fauna e flora silvestres, sua atuação como filtro natural de sedimento e água, no controle de erosão das margens, da incidência luminosa e um papel chave na ciclagem de nutrientes de riachos florestais (Gregory et al., 1991; Naiman & Décamps, 1997; Lima & Zakia, 2009).

Esse papel chave da vegetação ripária na ciclagem de nutrientes está diretamente relacionado com a dinâmica de energia dos ecossistemas aquáticos, principalmente de rios sombreados de pequenas ordens, que são sistemas predominantemente heterotróficos (Cummins et al., 1973; Vannote et al., 1980). Estudos vêm demonstrando que riachos de cabeceira têm o suprimento de energia dependente da incorporação da matéria orgânica (MO) produzida nos sistemas terrestres adjacentes, onde muitos dos organismos aquáticos utilizam essa MO vegetal (Cummins & Klug, 1979; Vannote et al., 1980; Naiman & Décamps, 1997; Wallace et al., 1997; Graça, 2001; Tank et al., 2010), e inclusive animal (Kawaguchi et al., 2003) como recurso nutricional. Segundo Wallace et al. (1997), a supressão deste aporte alóctone pode afetar diretamente a teia dos detritívoros reduzindo drasticamente a comunidade de invertebrados aquáticos de um rio.

Vannote et al. (1980) observaram que as comunidades de produtores e consumidores características de um determinado trecho de rio são estabelecidas em harmonia com a dinâmica das condições físicas do canal. Os autores evidenciaram a importância da geomorfologia do rio no estabelecimento da relação produção/respiração dentro d'água, e propuseram o "Conceito do Rio Contínuo" (RCC). Esse conceito propõe que, de acordo com a ordem do rio, se tem uma mudança na importância do aporte vegetal alóctone para o suprimento energético do sistema, e consequentemente há uma mudança conjunta na predominância dos grupos tróficos das comunidades presentes, sendo que o aumento da

ordem do rio coincide com a diminuição da importância do aporte de MO terrestre.

Na proposta do RCC, riachos de cabeceira e sua vegetação ripária associada influenciam fortemente o fluxo de materiais da nascente para o ecossistema à jusante, onde o material vegetal produzido nas cabeceiras afeta as cadeias alimentares de diversos organismos ao longo do curso do rio e nas regiões de borda (Vannote et al., 1980; Begon et al., 2007; Binckley et al., 2010). Apesar da grande aceitação do RCC, existem outras propostas de funcionamento da dinâmica de ecossistemas lóticos que levam em conta especificidades hidro-geológicas e climáticas, como o Conceito da Série Descontínua, o Conceito do Pulso de Inundações e o Conceito do Corredor Hiporreico (Poole, 2002). A ecologia de paisagem também tem mostrado a importância em se considerar um rio como um mosaico de paisagens e manchas heterogêneas, onde padrões espaciais locais assim como padrões temporais influenciam os processos ecológicos, enfatizando a importância de se considerar o contexto, geomorfologia, estrutura e metaestrutura na determinação da dinâmica e funções de um ecossistema lótico (Poole, 2002; Wiens, 2002).

A MO de ambientes lóticos provém de duas principais fontes: (1) autóctone, produzida pelos organismos fotossintetizantes dentro do próprio rio; e (2) alóctone, de origem terrestre proveniente da vegetação do entorno (Dobson & Frid, 1998). Ecólogos de rios têm classificado a MO através de seu tamanho em: particulada grossa (MOPG; >1 mm), particulada fina (MOPF; $0,45 \mu\text{m} - 1$ mm) e matéria orgânica dissolvida (MOD, $<0,45 \mu\text{m}$) (Tank et al., 2010). Evidências sugerem que a MOD, representada na forma de carbono orgânico dissolvido (COD), é um grande estoque de matéria orgânica nos ecossistemas de águas correntes, e provém predominantemente dos solos e de folhas da vegetação ripária (Tank et al., 2010).

A MOPG alóctone, por sua vez pode atingir os cursos de água através de movimentos verticais, que seria a queda da serapilheira diretamente sobre o curso de água, ou movimentos laterais, que consiste no carreamento da MO depositada no entorno para dentro do rio (Benfield, 1997; Webster & Meyer, 1997). Dados na literatura indicam uma participação muito maior (80-90%) do aporte vertical quando comparado com o lateral (Connors & Naiman, 1984; Benson & Person, 1993; Benfield, 1997). Porém, há estudos em sistemas Neotropicais controversos, demonstrando não haver diferença entre as duas fontes (Gonçalves et al., 2006), ou mesmo que o aporte lateral é maior (França et al., 2009). É válido considerar também, que a maioria dos estudos

sobre o aporte da serapilheira em rios não consideram o aporte lateral (Abelho, 2001). A MOPG pode conter folhas, flores, sementes, galhos, cascas, frutos e outras partes vegetais (Beinfield, 1997), sendo constituída principalmente por folhas em ambos ambientes temperados e tropicais, que podem representar de 41 a 98% da MO presente (Abelho & Graça, 1998; Benson, & Pearson, 1993; França et al., 2009).

Um fator determinante da importância e quantidade dessas influências é o padrão do fluxo e vazão da água, onde os períodos de vazão máxima e consequentes inundações têm o potencial de carrear uma grande quantidade de nutrientes para dentro do ecossistema (Townsend, 1996; Acuña et al., 2007). A estrutura da vegetação ripária e o grau de preservação da mesma também são fatores determinantes deste processo. Comparando o aporte de MO proveniente da zona ripária entre um rio de vegetação preservada com outro de vegetação em regeneração, por exemplo, Carvalho & Uieda (2010) encontraram uma quantidade do aporte lateral 10 vezes maior no rio preservado. Outra problemática é a substituição de espécies nativas por exóticas, que pode afetar a qualidade dos detritos que entram no ecossistema aquático assim como o ciclo de nutrientes e a estrutura da comunidade do rio (Alonso et al., 2010). Comparando plantações de eucalipto com florestas nativas em zonas ripárias na Espanha, Pozo et al. (1997) observaram uma drástica redução na qualidade do aporte de MO aos rios com vegetação da espécie exótica, com uma redução de 67% do conteúdo de nitrogênio e 65% do conteúdo de fósforo nas folhas incorporadas ao ambiente aquático.

A queda de serapilheira tem forte influência sazonal em ambientes temperados, onde o grande aporte desse material se dá principalmente no outono, que marca a época característica de abscisão foliar (Benfield, 1997; Pozo et al., 1997). A queda de serapilheira em ambientes tropicais pode também ser sazonal, principalmente quando existe a presença de estações bem definidas. No Cerrado, por exemplo, o maior aporte de MO vegetal se dá justamente no fim da estação seca (Gonçalves et al., 2006; Carvalho & Uieda, 2010). Diferentemente, Rezende & Mazzoni (2005) encontraram o pico de aporte de serapilheira na estação úmida trabalhando em um rio de Mata Atlântica. Como esclarece Abelho (2001), é provável que o clima regional associado às características decíduas da floresta sejam os fatores determinantes desse padrão sazonal de queda de serapilheira.

A composição do material alóctone dentro do rio afeta diretamente a estrutura da comunidade e a dieta da fauna aquática, e consequentemente, o ecossistema aquático como um todo (Carvalho &

Uieda, 2010). Dentro do ecossistema aquático as folhas são decompostas por uma combinação de fatores físicos, químicos e biológicos, incluindo as etapas de lixiviação, que seria a dissolução de compostos solúveis em água, o condicionamento, que é representado pela colonização por micro-organismos, e a fragmentação pela abrasão física e por invertebrados (Cummins, 1974; Kirby et al.; 1983; Gessner et al., 1999).

Estudos na literatura também diferem sobre o valor de taxas de decomposição da MO entre rios temperados e tropicais, e a importância da participação dos macroinvertebrados aquáticos nesse processo, sugerindo que invertebrados fragmentadores tendem a ser menos importantes em rios tropicais por causa da colonização e processamento mais rápidos dos microorganismos devido às temperaturas mais altas (Abelho, 2001; Gonçalves et al., 2004; Moretti et al., 2007; Carvalho & Uieda, 2010). Avaliando a colonização de detritos foliares por macroinvertebrados dentro de rios tropicais, Moretti et al. (2007) encontraram poucos fragmentadores, e Gonçalves et al. (2007) assim como Rezende et al. (2010) não encontraram sequer organismos desse grupo, concluindo que a decomposição se dá principalmente por processos microbiológicos e físicos. Em contrapartida, Landeiro et al. (2010) observaram uma significativa participação de invertebrados fragmentadores no processo de decomposição de folhas em um rio tropical na Floresta Amazônica, o que pode indicar uma diferença nos padrões deste processo entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. Para Mata Atlântica, o componente microbiano é provavelmente o mais importante na decomposição (Moulton & Magalhães, 2003), e a participação de macro-consumidores onívoros, como camarões e caranguejos, parece ser mais importante que insetos e outros grupos de fragmentadores especialistas nesse processo (Moulton et al., 2010).

É importante lembrar que a composição química e fatores físicos são variáveis intrinsecamente ligadas à taxa de decaimento da massa das folhas e seu consumo por detritívoros, e conseqüentemente à colonização pela comunidade de invertebrados aquáticos. Particularmente a composição de nutrientes como o nitrogênio, compostos estruturais como lignina e celulose, e as defesas químicas como os polifenóis, assim como fatores físicos como o revestimento por cutícula e a dureza, são os fatores internos determinantes da taxa de decomposição (Graça & Zimmer, 2005).

O processo de decomposição da MO alóctone, além de liberar nutrientes e MOD para o ambiente, também produz CO₂ e CH₄, gases causadores do efeito estufa (Prast & Pinho, 2008). É importante ressaltar

que os ecossistemas de água doce representam um componente relevante no balanço continental desses gases (Batsviken et al., 2011) e, apesar da pequena área que ocupam, podem afetar o balanço regional do carbono em uma bacia (Cole et al., 2007). Por serem subsidiados pelo aporte alóctone terrestre, ecossistemas aquáticos continentais funcionam tanto como fontes de emissão quanto como sumidouros de CO₂ atmosférico (Cole et al., 2007). De acordo com Cole et al. (2007), de todo aporte de carbono que as águas interiores recebem, 40% retorna para atmosfera como CO₂, 12% é sequestrado nos sedimentos, e por volta dos 48% restantes são transportados para os oceanos.

Está claro que diferentes biomas podem ter padrões de comportamento e dinâmica das formações florestais muito distintos em virtude de condições geomorfológicas e climáticas específicas. Segundo Naiman & Décamps (1997), Webster & Meyer (1997) e Tank et al. (2010), a estrutura e a composição da vegetação ripária parecem ser os principais fatores determinantes da entrada de material alóctone em riachos, onde a fenologia particular de cada espécie ripária irá determinar ultimamente os padrões de input de MO ao rio. Nesse sentido, Binckley et al. (2010) observaram que o modo como a vegetação ripária é manejada influencia diretamente o sedimento, quantidade de detritos e a quantidade de presas disponíveis aos consumidores de topo em um rio, alertando que previsões das consequências de um manejo dessa vegetação requerem um conhecimento de ambos fatores locais e regionais, e enfatizando a importância da ecorregião e do tempo na dinâmica dos nutrientes no sistema aquático. Como enfatizam Carvalho & Uieda (2010), mudanças na composição da vegetação ripária afetam a estrutura e os processos nos rios na medida em que se altera a qualidade e a quantidade dos detritos que são incorporados na cadeia alimentar.

Dentro disso, estudos específicos por região fitogeográfica se fazem necessários para determinarmos padrões de dinâmica da vegetação ripária a nível inter-regional, avaliarmos espécies-chave da vegetação na manutenção da integridade dos ecossistemas e fornecermos subsídios para conservação e restauração das cadeias tróficas de sistemas fluviais, assim como para cálculos de balanço do carbono incluindo a produção alóctone nos sistemas hídricos continentais. Sendo assim, o objetivo da presente dissertação foi avaliar o padrão temporal de aporte e a composição da MO vegetal alóctone em um riacho de Floresta Ombrófila Densa preservada (capítulo 1), e determinar a influência da composição e biomassa dos detritos foliares do estoque bêntico na estruturação espaço-temporal das comunidades de

invertebrados aquáticos associados a riachos com diferentes graus de integridade da vegetação ripária (capítulo 2).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

2.1.1 Mata Atlântica

A Mata Atlântica é a floresta mais rica do mundo em diversidade de árvores, tem proporcionalmente maior diversidade biológica quando comparada com a Floresta Amazônica, e representa o segundo bioma com o maior risco de extinção do mundo (Campanili & Prochnow, 2006). Hoje ela se encontra reduzida a apenas 7,2% de sua área original, e foi considerada pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) como um *hot-spot* de biodiversidade mundial por ter sua grande diversidade biológica e alto grau de endemismo sob perigo imediato de extinções de espécies e destruição de habitats (Primack & Rodrigues, 2001).

Inserida no domínio da Mata Atlântica está a formação da Floresta Ombrófila Densa, ou Mata Pluvial da Encosta Atlântica. Segundo Klein (1984), no sul do Brasil essa formação se estende desde o Vale do Ribeira (SP) até a Lagoa dos Barros (RS), ocupando planícies quaternárias do pleistoceno e as encostas orientais da Serra do Mar e ramificações da Serra Geral. De acordo com Campanili & Prochnow (2006) a Floresta Ombrófila Densa tem característica perenifólia, com dossel de até 15 m e árvores emergentes até 40 m, densa vegetação arbustiva de samambaias arborescentes, bromélias, palmeiras e abundantes trepadeiras. Na região sul predominam espécies das famílias das mirtáceas, leguminosas, rutáceas, lauráceas, meliáceas, apocináceas, palmeiras, entre outras (Wettstein, 1970).

No sul do Brasil, grande parte da floresta é dominada por *Ocotea catharinensis* Mez (canela preta), o que gera uma uniformidade fitofisionômica não igualada por nenhuma outra floresta latifoliada brasileira (Klein, 1980). Outras arbóreas frequentes são *Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth. (laranjeira-do-mato), *Copaifera trapezifolia* Hayne (pau-óleo), *Cryptocarya aschersoniana* Mez (canela-fogo ou canela-pururuca), *Aspidosperma olivaceum* Müll.Arg. (peroba-vermelha), *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (maria-mole), *Matayba guianensis* Aubl. (camboatá-branco), *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (canela-sassafrás), *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb. (bicuíba), *Hieronyma alchorneoides* Allemão (licurana), *Calyptanthus strigipes* O.Berg (guamirim-chorão), *Inga sellowiana* Benth. (ingá-mirim), *Marlierea silvatica* (O.Berg) Kiaersk. (guamirim-chorão), *Myrcia*

pubipetala Miq. (guamirim-araçá), *Buchenavia kleinii* Exell (garajuva) entre outras (Klein, 1984).

No estrato médio há uma grande dominância de *Euterpe edulis* Mart. (palmiteiro), onde também se encontram *Garcinia gardneriana* (Planch. & Triana) Zappi (bacupari), *Marlierea eugeniopsoides* (Kausel & D.Legrand) D.Legrand (guamirim-branco), *Ocotea teleiandra* (Meisn.) Mez (canela-pimenta), *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C.Burger et al. (soroça), *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. (pau-rainha), *Maytenus alaternoides* Reissek. (coração-de-bugre) e *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill. (seca-ligeiro) (Klein, 1984).

2.1.2 Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri

O município de Florianópolis está localizado em zona subtropical, e, segundo a classificação climática de Köppen, tem clima do tipo Cfa, que representa a ausência de estação seca, com chuvas distribuídas uniformemente durante o ano e verões rigorosos (Nascimento, 2002). A vegetação da Ilha de Santa Catarina pode ser apresentada sob três aspectos distintos: Áreas de Formação Pioneiras, de constituição herbáceo-arbustiva, raramente arbórea e solos pedologicamente instáveis; Vegetação Secundária, caracterizada por sucessivos estágios de regeneração que tendem a reconstituir a vegetação original, ocorrendo após devastação ou abandono do terreno cultivado; e Floresta Primária, restringida apenas a pequenos focos no alto das encostas do morros do Ribeirão e da Costa da Lagoa (Neto & Klein, 1991).

A Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri possui 20,3 Km² (CECCA, 1996), e tem os mesmos limites do Parque Municipal da Lagoa do Peri, criado pela Lei Municipal n° 1.828/81, situado ao sul da parte insular de Florianópolis (Prefeitura Municipal de Florianópolis, 2009) (Figura 1). A região é de extrema importância para a cidade na medida em que na Lagoa do Peri funciona um sistema de captação de água com vazão média captada de 200 l/s (CASAN, 2009), que abastece cinco distritos do município: Pântano do Sul, Campeche, Ribeirão da Ilha, Lagoa da Conceição e Barra da Lagoa (GGE-UFSC, 2006).

Aproximadamente 75% da bacia é constituída pelo complexo cristalino pré-cambriano, com relevo acidentado representado na forma de altos morros como o Morro da Chapada (440 m), da Taperia (371 m), da Boa Vista (350 m) e do Peri (320 m) (Santos et al., 1989). A maior parte desses terrenos cristalinos é coberta por vegetação de Floresta Ombrófila Densa em estádios de regeneração avançado. Segundo

Caruso (1990), as regiões noroeste e sudeste da Lagoa do Peri possuem um dos estádios mais desenvolvidos de vegetação secundária na Ilha de Santa Catarina, e algumas dessas áreas apresentam aspecto fisionômico muito semelhante à floresta primária.

A parte leste da bacia é constituída geologicamente por terrenos de sedimentação quaternária, que separam a lagoa do Oceano Atlântico através de uma estreita faixa de 250 m de largura (Santos et al., 1989). Essa região é coberta principalmente por vegetação litorânea característica de restinga, com algumas áreas ocupadas por casas e pequenos trechos de plantação de Eucalipto.

Dentre os dois principais tributários da bacia, o rio Cachoeira Grande drena uma área de $1,66 \text{ km}^2$, tem suas nascentes situadas na cota de 280 m de altitude e percorre 1,17 km até desaguar na Lagoa do Peri. Já o rio Ribeirão Grande drena uma área de $6,98 \text{ km}^2$, tem suas nascentes por volta de 285 m de altitude e percorre 4,6 km até desaguar na lagoa (Santos et al., 1989) (Figura 1).

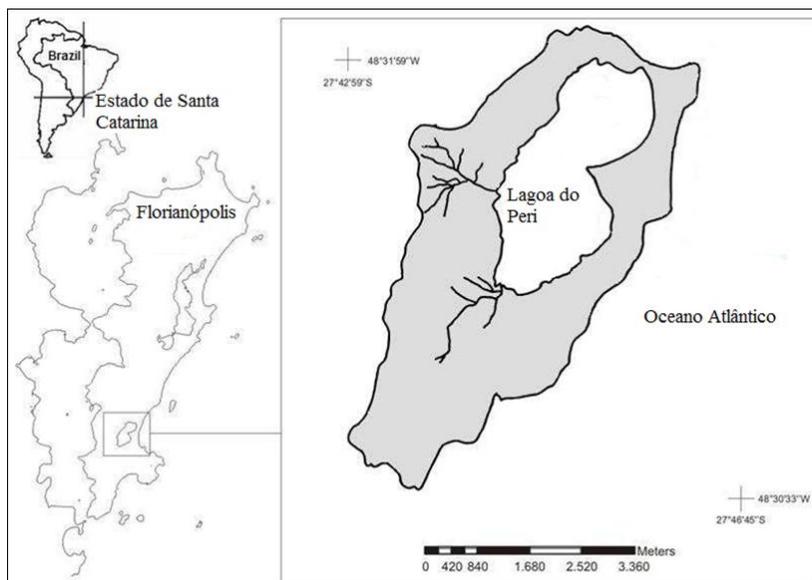


Figura 01. Localização geográfica da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri na cidade de Florianópolis, SC, Brasil, e seus principais tributários, os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

A presente dissertação foi subdividida em dois capítulos que representaram experimentos distintos, porém complementares. Para o primeiro capítulo, foi realizado um experimento sobre dinâmica da vegetação ripária a fim de se estimar o padrão temporal e a composição do aporte de detritos vegetais alóctones no rio Cachoeira Grande ao longo de um ano. Já no segundo capítulo, foi analisada a relação da biomassa e riqueza do estoque bêntico de detritos vegetais depositados no leito dos rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande com a variação espacial e temporal da estrutura das comunidades de invertebrados aquáticos dos dois ambientes durante onze meses.

2.2.1 Experimento de dinâmica da vegetação ripária

Para avaliar a dinâmica de incorporação do material vegetal alóctone no ecossistema lótico, o experimento foi realizado em um trecho de 100 m do rio Cachoeira Grande, representando um sistema lótico de 3ª ordem, com densa cobertura de dossel e vegetação ripária em estágio médio-avançado de regeneração. Esse trecho do rio foi dividido em cinco pontos amostrais separados a uma distância média de 20 m. Em cada ponto amostral a quantificação do aporte de MO vegetal alóctone foi realizada em quatro frentes distintas, que correspondem aos quatro compartimentos diferentes:

Aporte vertical: para mensuração da MO vegetal alóctone que cai diretamente sobre o curso de água, três fileiras foram penduradas sobre o rio a uma altura de 2 m da lâmina de água. Cada fileira continha seis coletores, representados por baldes de 26 cm de diâmetro com pequenos furos no fundo para impedir o acúmulo de água.

Aporte lateral: o aporte de MO que escoo do solo para o riacho foi mensurado através de coletores com 0,5 m de comprimento e 0,2 m de altura (0,1 m²), com profundidade de 30 cm e abertura de malha de 5 mm. Os coletores foram armados no limite entre a água e o solo da margem do rio, de modo a capturar toda MO que se movimentava do solo para água, um na margem direita e outro na margem esquerda de cada ponto.

Aporte terrestre: considerado como um estoque potencial de MO que pode chegar ao leito do rio, o aporte terrestre foi mensurado através de coletores de 1 m² armados dentro da vegetação ripária, com profundidade de 10 cm e 5 mm de malha. Em cada ponto de coleta foi armado um coletor na margem direita e outro na margem esquerda do rio a uma distância de 10 m do curso d'água.

Estoque bêntico: a MO vegetal depositada no leito do rio foi mensurada com auxílio de um coletor tipo Surber, tamanho 0,3 x 0,3 m e abertura de malha de 0,25 mm. Em cada ponto de coleta foram realizadas aleatoriamente três amostras feitas em regiões do rio onde se encontrava depósito de folhiço.

Coletas foram feitas a cada trinta dias durante treze meses, compreendendo o período de agosto de 2010 a agosto de 2011. Todo material coletado foi seco em estufa a 60°C até a estabilização do peso, separado qualitativamente em folhas, galhos, partes reprodutivas e miscelânea, e pesado em balança analítica para determinação do peso seco. As folhas foram identificadas até o menor grupo taxonômico possível com auxílio de bibliografia adequada (Sobral et al., 2006), auxílio de especialista e através de comparações morfológicas com exsicatas previamente identificadas provenientes de outro projeto que fez a fitossociologia da área de estudo. Pluviosidade, intensidade e direção de ventos e temperatura média do ar de cada mês estudado foram obtidas na estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI).

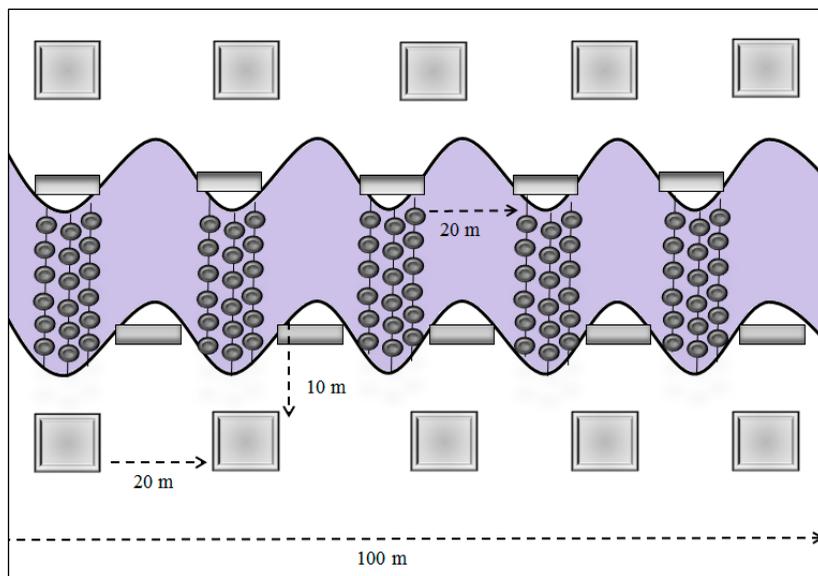


Figura 2. Desenho esquemático do delineamento amostral realizado no capítulo 1 – experimento de dinâmica da vegetação ripária – mostrando os coletores verticais, laterais e terrestres dispostos nos 5 pontos amostrais em um trecho de 100 m do riacho.

2.2.2 Interação entre a vegetação ripária e invertebrados aquáticos

O experimento foi realizado nos dois principais tributários da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri. Os riachos foram classificados como “preservado” e “impactado” de acordo com o grau de preservação da vegetação ripária. O rio Cachoeira Grande representou o ambiente preservado por se encontrar em local de ótimo estado de conservação, com densa vegetação ripária nativa e forte cobertura do dossel. Já o rio Ribeirão Grande foi considerado como ambiente impactado, pois atravessa áreas de pequenas propriedades rurais, e teve parte de sua vegetação ripária transformada em pasto e em plantação de espécies exóticas, havendo também a presença de algumas espécies nativas esparsas ao longo do curso de água.

Foram escolhidos cinco pontos de coleta em cada riacho, separados por uma distância de 20 m entre si. Os detritos vegetais depositados no leito do riacho (estoque bêntico) foram coletados com auxílio de um amostrador de Surber, tamanho 0,3 x 0,3 m e abertura de malha de 0,25 mm. Em cada ponto de coleta foram realizadas três amostragens onde se encontrava depósito de folhicho, totalizando 15 amostras mensais por riacho. As coletas foram realizadas ao longo de onze meses, compreendendo o período de agosto de 2010 a junho de 2011.

Todo material coletado foi levado a laboratório e lavado em peneiras de 0,25 mm para retenção de macroinvertebrados aquáticos. Após a lavagem, o material vegetal foi seco em estufa a 60°C até a estabilização do peso, e então determinado o peso seco através de balança analítica de precisão 0,01 g. Os detritos vegetais foram separados qualitativamente entre folhas, galhos, partes reprodutivas e miscelânea. As folhas foram identificadas até o menor grupo taxonômico possível com bibliografia adequada (Sobral et al., 2006) e com auxílio de observações externas realizadas por especialista. Os animais retidos na peneira foram triados, acondicionados em frascos com álcool 70% e posteriormente identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando-se chaves de identificação disponíveis (Fernández & Domínguez, 2001; Mugnai et al., 2010) e auxílio de especialistas.

Simultaneamente às coletas de estoque bêntico nos riachos, foram medidas *in situ* variáveis ambientais da água como oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), pH, temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) com a sonda específica WTW-Multi350i. A velocidade da água (m.s^{-1}) foi obtida através do método do flutuador, com cinco réplicas por ponto, a

profundidade (m) medida com metro em 10 réplicas por ponto, e a temperatura do ar medida com termômetro. Dados de precipitação referentes ao município foram fornecidos pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI).

2.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para o primeiro capítulo, cálculos dos percentuais da participação qualitativa do aporte e da contribuição por compartimento foram feitos a partir da matriz de dados brutos com o total de peso seco (g) de MO vegetal observado no período de estudo. O percentual da contribuição específica dos táxons e das famílias foi calculado a partir do peso seco total das folhas. A partir da matriz de dados brutos foi feita a padronização da área de cada coletor para 1 m², assim como a padronização de todos os meses coletados para períodos de 30 dias. Com a matriz de dados padronizada, calculou-se a média mensal em gramas de peso seco (g.m⁻².mês⁻¹) dos diferentes compartimentos, assim como das espécies e táxons. A fim de se verificarem variações na quantidade de biomassa vegetal aportada entre os pontos amostrais, entre os compartimentos de aporte, assim como entre os meses, foram realizadas ANOVAs one-way a partir da matriz de biomassa padronizada (g.m⁻².mês⁻¹). Para verificar a influência das variáveis ambientais no padrão de aporte vegetal ao rio, foi feita uma análise de correlação de Pearson com a matriz padronizada de biomassa e as relativas médias mensais das variáveis mensuradas. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa Statistica 7.

Já para o segundo capítulo, variações dos parâmetros ambientais entre os pontos amostrais e entre os meses foram verificadas a partir do teste de Kruskal-Wallis, feito com a matriz bruta de amostragem de dados para cada rio em separado. A fim de se verificar variações das variáveis da água entre os dois ambientes estudados foi realizado o teste de Mann-Whitney, também com a matriz de dados abióticos brutos.

A riqueza da comunidade aquática e o esforço amostral foram avaliados através da curva de acumulação de espécies referente a todo período de estudo, calculada a partir da matriz bruta de abundância de indivíduos com auxílio do programa EstimateS 8.2.0, e plotada utilizando-se o método de Mao Tau. Variações espaciais na estrutura da comunidade entre os dois rios foram verificadas através da análise de escalonamento multidimensional (MDS), obtida a partir da matriz de similaridade de Bray Curtis dos dados médios de abundância de todo período transformados em log (x+1). Similaridades foram testadas

estatisticamente através de uma análise de similaridade (ANOSIM), tendo como fatores as duas áreas. Quando diferenças significativas foram detectadas, a análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar os táxons responsáveis pela diferença observada nas comunidades (Clarke & Warwick, 2001). A análise SIMPER não é um teste estatístico, mas uma análise exploratória que gera um ranking de porcentagem de contribuição dos táxons mais importantes para determinar a diferença entre os grupos de amostras, i.e., neste caso, riachos com diferente complexidade da vegetação ripária (Clarke & Warwick, 2001).

A variação espacial da composição dos detritos foliares foi analisada através de um MDS, calculado a partir das matrizes de distância Euclidiana dos dados de presença e ausência das espécies vegetais dos dois riachos. Similaridades entre os riachos foram testadas através de uma ANOSIM, tendo como fatores as duas áreas.

Para verificar a influência das variáveis ambientais na variação espacial da comunidade, foi feita uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), calculada através da matriz de médias mensais de abundância da comunidade, transformada em $\log(x+1)$, e da matriz de variáveis ambientais, analisando-se conjuntamente os dois ambientes estudados. As variáveis foram incluídas na análise através de seleção manual, excluindo-se aquelas não significativas (Monte Carlo, $p > 0,05$) na análise, e representando-se as amostragens por ambiente e por mês de coleta. A significância foi verificada com o teste de Monte Carlo ($p < 0,05$). A CCA foi feita com auxílio do programa Canoco for Windows.

Variações temporais da comunidade e da composição dos detritos foliares foram analisadas em separado para cada riacho, e testadas a partir de ANOSIMs utilizando-se as mesmas matrizes do MDS, e considerando como fatores os meses estudados. A fim de se evidenciar os principais fatores ambientais responsáveis pela variação temporal da comunidade, foi feita uma análise de BIOENV para cada riacho em separado relacionando-se a matriz de similaridade de Bray Curtis das médias de abundância transformada ($\log x + 1$), com a matriz de distância Euclidiana dos dados abióticos transformados ($\log x + 1$) e padronizados. Para análises multivariadas, além dos parâmetros físico-químicos da água e variáveis meteorológicas, foram considerados fatores ambientais as categorias do estoque bêntico vegetal como “folhas”, “galhos”, “reprodutivos”, “miscelânea” e “total de matéria orgânica” medidas em biomassa média (g), e “riqueza” de espécies na composição do detrito. Todas as análises de MDS, ANOSIM, SIMPER e BIOENV foram feitas com auxílio do programa estatístico Primer 6.

3 CAPÍTULO 1

Dinâmica e composição da matéria orgânica alóctone em um riacho de Mata Atlântica subtropical

Composition and dynamics of allochthonous organic matter in a subtropical Atlantic Rain Forest stream

Leonardo Kleba Lisboa^{1,3}, Aurea Luiza Lemes da Silva^{2,4}, Ana Emilia Siegloch³, José Francisco Gonçalves Júnior^{2,4} e Mauricio Mello Petrucio^{1,3}

¹Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-970, Santa Catarina, Brasil
E-mail: leokleba@yahoo.com.br

²Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Darcy Ribeiro, Brasília- DF - CEP 70910-900. E-mail: jfjunior@unb.br

³Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Universidade Federal de Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-970, Santa Catarina, Brasil
E-mail: petrucio@ccb.ufsc.br

⁴Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Darcy Ribeiro, Brasília – DF – CEP 70910-900

Resumo

O aporte de matéria orgânica (MO) vegetal alóctone tem grande importância no fluxo de energia de riachos de cabeceira, e a maneira com que esse material entra no ecossistema têm sido bastante estudada, particularmente em ambientes temperados. Estudos desse tipo em Mata Atlântica subtropical são raros. O presente estudo teve como objetivo quantificar e qualificar o aporte de MO da vegetação ripária em um riacho de 3ª ordem de Mata Atlântica subtropical. O estudo se baseou nas hipóteses de que (1) o aporte vertical é maior que o lateral, e (2) não há variação temporal no aporte de detritos do riacho. Os aportes vertical, lateral, terrestre e o estoque bêntico foram mensurados a cada 30 dias durante treze meses. O material coletado foi qualificado em folhas, galhos, partes reprodutivas, e restos, e as folhas identificadas. O aporte lateral foi o que mais contribuiu com a incorporação direta de MO ao riacho, com média de $175,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, contra apenas $32,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$ observado no aporte vertical. O estoque bêntico superou em termos de biomassa o aporte do estoque potencial terrestre. As folhas representaram 57,5 % de todo material coletado, sendo predominantes no aporte vertical, lateral, terrestre e estoque bêntico. Um total de 122 táxons foram identificados, separados em 45 famílias. Myrtaceae, Lauraceae, Annonaceae e Euphorbiaceae foram as famílias mais ricas, porém, Fabaceae e Moraceae foram as famílias que mais contribuíram com o aporte de folhas. Seis espécies representaram 52,9 % do aporte total de folhas para o riacho, sendo *Schizolobium parahyba* a principal com 25 % desse total. A quantidade média de MO mensurada ao longo do período de estudo variou significativamente entre os compartimentos assim como entre os meses. A partir dos resultados foram rejeitadas as duas hipóteses: o aporte lateral foi muito superior ao vertical, e houve variação temporal nos padrões de aporte de detritos ao riacho, principalmente regulada através da precipitação.

Palavras chave: Aporte Vegetal, Serapilheira, Vegetação Ripária

Abstract

Allochthonous organic matter (OM) input has great importance in headwater stream energy flows, and the way these materials enter the ecosystem has been long studied, particularly in temperate environments. Such studies are rare in subtropical Atlantic Rain Forest. The objective of this study was to quantify and identify the OM input of riparian vegetation in an Atlantic Rain Forest 3rd order stream. The study had two hypotheses: (1) vertical input is higher than lateral input, and (2) there is no temporal variation in litter input to the stream. The vertical and lateral inputs, and the terrestrial and benthic stocks were measured along 13 months. All collected material was quantified as leaves, branches, reproductive and others, and the leaves were identified into species. Lateral input was the highest compartment in direct litter input to the stream, with mean of $175.5 \text{ g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$, compared to $32.4 \text{ g.m}^{-2}.\text{month}^{-1}$ observed in vertical input. Benthic stocks exceeded in terms of biomass the terrestrial stocks. Leaves represented 57.5 % of all collected material, prevailing in vertical, lateral, terrestrial and benthic stocks inputs. A total of 122 taxa were identified, classified into 45 families. Myrtaceae, Lauraceae, Annonaceae and Euphorbiaceae were the richest families, although Fabaceae and Moraceae were the most important in leaves inputs. Six species represented 52.9 % of total leaves input; *Schizolobium parahyba* was the main species with 25 % of this amount. The mean value of OM measured in the study period varied significantly between the compartments as well as between the months. Given the results, the two hypotheses were rejected. Lateral input surpassed greatly the vertical input, and temporal variation was observed in litter input patterns to the stream. Organic matter dynamics in the stream was principally driven by precipitation.

Key-words: Organic Input, Litterfall, Riparian Vegetation

Introdução

Estudos sobre o balanço de matéria orgânica (MO) em riachos (quantificação do *input* e *output* de energia) auxiliam na compreensão da importância relativa dos recursos alimentares como ferramentas para avaliação da integridade e comparação dos ecossistemas (Tank et al., 2010). Para maioria dos riachos florestais, o entendimento de tal balanço energético está intimamente ligado à dinâmica de MO proveniente da vegetação ripária, que exerce um papel chave na dinâmica energética destes ambientes (Gregory et al., 1991; Naiman & Décamps, 1997; Lima & Zakia, 2009). Por serem sombreados, riachos de cabeceira são na maioria das vezes heterotróficos (Cummins et al., 1973; Vannote et al., 1980), e suas comunidades dependem da incorporação alóctone de MO vegetal (Cummins & Klug, 1979; Wallace et al., 1997) e inclusive animal (Kawaguchi et al., 2003) provenientes da zona ripária. Assim, esta região representa uma importante ligação aquático-terrestre essencial para manutenção da produtividade de pequenos riachos florestais (Wallace et al., 1997; Naiman & Décamps, 1997; Wallace et al., 1999; Magana, 2001).

Diversos fatores influenciam na maneira com que se dá a incorporação de energia alóctone em riachos. A nível global, a dinâmica da matéria orgânica nesses sistemas é controlada primariamente pelo clima através de seu efeito na vegetação terrestre (Webster & Meyer, 1997). Segundo Wantzen et al. (2008), variações temporais no aporte alóctone podem ocorrer de acordo com a fenologia da vegetação, com os mecanismos de retenção na zona de transição aquático-terrestre, e com o clima local. A estrutura e composição da vegetação ripária determina padrões de queda de serapilheira (Tank et al., 2010), e a composição específica dos detritos varia de acordo com a vegetação, estrutura física (Connors & Naiman, 1984) e biodiversidade do ecossistema ripário (Wantzen et al., 2008). Apesar de certas generalizações, a quantidade e o tipo de detrito, assim como a variação espacial e temporal do aporte de MO é extremamente variável (Tank et al., 2010).

A precipitação também se mostra muito importante para o entendimento da incorporação da MO alóctone. Períodos de intensas chuvas influenciam drasticamente o aporte de detritos através das consequentes inundações, aumento da vazão, e carreamento de detritos, mostrando serem eventos determinantes da dinâmica de matéria orgânica em riachos (Acuña et al., 2007). Segundo Benfield et al. (1997), existe uma correlação direta entre o aporte de detritos vegetais para os sistemas e a precipitação anual das localidades onde eles se

encontram. Não obstante, a vazão de água afeta diretamente a capacidade de retenção de um rio, e pode influenciar fortemente os estoques de matéria orgânica presentes no ecossistema aquático (Pozo et al., 1997a; Acuña et al., 2007).

Outro fator relacionado a esse processo é o tamanho do corpo d'água. Estudos demonstram que o aporte de serapilheira por unidade de área da superfície de um rio decai exponencialmente com o aumento de sua ordem (Connors & Naiman, 1984; Benfield, 1997; Richardson, 2005). Connors & Naiman (1984) demonstraram experimentalmente que riachos de 1ª a 2ª ordem chegam a ter mais de 80% da produção alóctone, enquanto rios de 5ª a 6ª ordem mais de 80% autóctone, indo de encontro aos processos descritos e bem fundamentados no Conceito do Rio Contínuo (RCC) (Vannote et al., 1980).

O aporte, processamento e exportação da matéria orgânica em sistemas lóticos são fortemente influenciados por perturbações, sejam elas naturais ou antrópicas (Richardson, 2005). Mudanças no uso da terra reduzem a área recoberta com vegetação e alteram a quantidade, composição e retenção do aporte de detritos em rios e riachos (Kominoski & Rosemond, 2012). Estudos indicam que a quantidade de matéria orgânica aportada em rios reduz drasticamente de áreas de vegetação preservada para áreas abertas por influência antrópica (Afonso et al., 2000; Magana, 2001; Carvalho & Uieda, 2010; Kiffney & Richardson, 2010). A urbanização reduz drasticamente a disponibilidade desse material através da diminuição significativa do *input*, e do aumento da frequência e magnitude das cheias que acabam por controlar ultimamente os padrões de retenção de matéria orgânica nos sistemas (Imberger et al., 2011). Além disso, espécies exóticas também podem reduzir a quantidade e diversidade de detritos e consequentemente diminuir o *input* de nutrientes para riachos (Pozo et al., 1997b).

A composição do material alóctone dentro do rio afeta diretamente a estrutura da comunidade e a dieta da fauna aquática, e consequentemente, o ecossistema aquático como um todo (Carvalho & Uieda, 2010). A matéria orgânica particulada grossa (MOPG) vegetal pode atingir os cursos de água através de movimentos verticais, que seria a queda da serapilheira diretamente sobre o curso de água, ou movimentos laterais, que consiste no carreamento da matéria orgânica depositada no entorno para dentro do rio (Benfield, 1997). Dados na literatura indicam uma participação muito maior (80-90%) do aporte vertical quando comparado com o lateral (Connors & Naiman; 1984; Benson & Person, 1993; Benfield, 1997). Esse material é representado

por folhas, flores, sementes, galhos, cascas, frutos e outras partes vegetais (Beinfeld, 1997), sendo constituído principalmente por folhas, que podem representar de 41 a 98% da matéria orgânica presente (Abelho & Graça, 1998; Benson & Pearson, 1993; França et al., 2009). Dentro do ecossistema aquático as folhas são decompostas por uma combinação de fatores físicos, químicos e biológicos, incluindo as etapas de lixiviação, condicionamento, e fragmentação pela abrasão física e por invertebrados (Cummins, 1974; Kirby et al.; 1983; Gessner et al., 1999). O processo de decomposição da MO alóctone, além de liberar nutrientes e matéria orgânica dissolvida (MOD) para o ambiente, também produz CO₂ e CH₄, gases causadores do efeito estufa (Prast & Pinho, 2008).

Comparando-se sistemas temperados com tropicais, observa-se que os temperados têm um período de grande queda de folhas no outono e inverno, e conseqüente maior incorporação de detritos aos rios (Fisher & Likens, 1973; Benfield, 1997; Pozo et al., 1997a). Os rios tropicais que possuem duas estações climáticas marcantes (chuvosa e seca), apresentam um aporte de detritos muito maior no final da estação seca (Gonçalves et al., 2006; Selva et al., 2007; França et al., 2009; Carvalho & Uieda, 2010). Está claro que diferentes biomas podem ter padrões próprios na dinâmica das formações florestais devido às condições fenológicas, geomorfológicas e climáticas específicas. No entanto, o funcionamento dos ecossistemas aquáticos ainda não está bem descrito devido à escassez de estudos de dinâmica da matéria orgânica em riachos de regiões subtropicais.

Diante da discussão observada em literatura e baseado no fato de que no clima subtropical não há uma estação seca marcante, este estudo propõem duas hipóteses a serem testadas: (1) o aporte vertical é a principal via de entrada de material alóctone, e (2) que não há variação temporal no aporte de detritos vegetais ao rio. O objetivo deste trabalho foi determinar a composição e dinâmica da matéria orgânica vegetal alóctone em um riacho de cabeceira de Mata Atlântica subtropical.

Métodos

Área de estudo

A pesquisa foi realizada no riacho Cachoeira Grande, um riacho de 3ª ordem segundo a classificação de Strahler (1957), localizado na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri (27° 44' S e 48° 31' W), situada ao sul da parte insular de Florianópolis, região sul do Brasil. O riacho tem

suas nascentes situadas na cota de 280 m, se estende por 1,17 km até desaguar na Lagoa do Peri, drena uma área de 1,66 km², e apresenta uma declividade que varia entre 0,26 e 0,24 m.m⁻¹ nos cursos superior e médio, até 0,1 m.m⁻¹ no baixo curso (Santos et al., 1989). A área está localizada em zona subtropical, que segundo a classificação climática de Köppen tem clima do tipo Cfa, com ausência de estação seca, chuvas distribuídas uniformemente durante o ano e verões rigorosos (Nascimento, 2002). A bacia hidrográfica tem 20,3 km² e está inteiramente compreendida em uma unidade de conservação, o Parque Municipal da Lagoa do Peri, criado em 1981. A região é de extrema importância para a cidade na medida em que na lagoa funciona um sistema de captação de água com vazão média captada de 200 L.s⁻¹.

A região da área de estudo é recoberta por Floresta Ombrófila Densa em estágio avançado de regeneração, possuindo um dos fragmentos vegetais mais desenvolvidos da Ilha de Santa Catarina (Caruso, 1990), podendo inclusive abrigar focos de floresta primária restritos ao alto das encostas nas regiões de nascentes (Neto & Klein, 1991). Isso faz com que a área tenha grande relevância para conservação, visto que a Mata Atlântica se encontra reduzida a apenas 7,2% de sua área original, e foi considerada pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) como um *hot-spot* de biodiversidade mundial (Myers et al., 2000). De acordo com Campanili & Prochnow (2006), a Floresta Ombrófila Densa tem característica perenifólia, com dossel de até 15 m e árvores emergentes até 40 m, densa vegetação arbustiva de samambaias arborescentes, bromélias, palmeiras e abundantes trepadeiras. No sul do Brasil predominam espécies das famílias Myrtaceae, Fabaceae, Rutaceae, Lauraceae, Meliaceae, Apocynaceae, Palmae entre outras (Wettstein, 1970).

Delimitação amostral e metodologia de campo

O experimento para se avaliar a dinâmica de material orgânico (MO) vegetal no ambiente lótico foi realizado em um trecho de 100 m do riacho Cachoeira Grande. Foram escolhidos cinco pontos amostrais neste trecho separados a uma distância média de 20 m, e em cada ponto amostral a quantificação do aporte de MO vegetal alóctone foi realizada em quatro compartimentos do ecossistema:

Aporte vertical: para mensuração da MO vegetal alóctone que cai diretamente sobre o curso de água, três cordas foram penduradas sobre o riacho a uma altura de 2 m da água. Cada corda continha seis coletores,

representados por baldes de 26 cm de diâmetro ($0,053 \text{ m}^2$) com pequenos furos no fundo para impedir o acúmulo de água.

Aporte lateral: o aporte de MO que escoo do solo para o riacho foi mensurado através de coletores com 0,5 m de comprimento e 0,2 m de altura ($0,1 \text{ m}^2$), com profundidade de 30 cm e abertura de malha de 5 mm. Os coletores foram armados no limite entre a água e o solo da margem do riacho, de modo a capturar a MO que se movimenta do solo para água, um na margem direita e outro na margem esquerda de cada ponto.

Aporte terrestre: considerado como um estoque potencial de MO que pode chegar ao leito do rio, o aporte terrestre foi mensurado através de coletores de 1 m^2 armados dentro da vegetação ripária, com profundidade de 10 cm e 5 mm de malha. Em cada ponto de coleta foi armado um coletor na margem direita e outro na margem esquerda do rio a uma distância de 10 m do curso d'água.

Estoque bêntico: a MO vegetal depositada no leito do riacho foi mensurada com auxílio de um coletor tipo Surber, tamanho $0,32 \times 0,32 \text{ m}$ ($0,1024 \text{ m}^2$) e abertura de malha de 0,25 mm. Em cada ponto de coleta foram realizadas aleatoriamente três amostras feitas em regiões onde se encontrava depósito de folhíço.

Coletas do material retido nos coletores e do estoque bêntico foram feitas a cada trinta dias durante treze meses, compreendendo o período de agosto de 2010 a agosto de 2011. Todo material coletado foi seco em estufa a 60°C por no mínimo três dias até a estabilização do peso, separado qualitativamente entre folhas, galhos e partes reprodutivas, e pesado em balança analítica para determinação do peso seco. As folhas foram identificadas até o menor grupo taxonômico possível com auxílio de bibliografia adequada (Sobral et al., 2006), e através de comparações morfológicas com exsiccatas previamente identificadas provenientes de outra pesquisa do mesmo projeto que fez a fitossociologia da área de estudo. Dados de pluviosidade, intensidade e direção de ventos e temperatura média do ar ao longo do período de estudo foram fornecidos pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI). Para análises foram consideradas as médias de temperatura, de ventos e o acumulado de precipitação dos 30 dias antecedentes às coletas. Os valores de fotoperíodo considerado foram os previsíveis para o 15° dia de cada mês na latitude 27° .

Cálculos dos percentuais da participação qualitativa do aporte e da contribuição por compartimento foram feitos a partir da matriz de dados brutos com peso seco (g) total de MO vegetal observado no

período de estudo. O percentual da contribuição específica dos táxons e das famílias foi calculado a partir do peso seco total das folhas. A partir da matriz de dados brutos foi feita a padronização da área de cada coletor para 1 m², assim como a padronização de todos os meses coletados para períodos de 30 dias. Com a matriz de dados padronizada, calculou-se a média mensal em gramas de peso seco (g.m⁻².mês⁻¹) dos diferentes compartimentos, assim como das espécies e táxons.

Tratamento estatístico

A fim de se verificarem variações na quantidade de biomassa vegetal aportada entre os pontos amostrais, entre os compartimentos de aporte, assim como entre os meses, foram realizadas ANOVAs *one-way* a partir da matriz de biomassa padronizada, utilizando-se como variável dependente a biomassa total vegetal, e variável independente, separadamente, os pontos, meses e compartimentos. Para verificar a influência das variáveis ambientais no padrão de aporte vegetal foi feita uma análise de correlação de *Pearson* com a matriz padronizada de biomassa e as relativas médias mensais das variáveis mensuradas. Os dados para análises foram checados para normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene's) (Zar, 1996). As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do programa Statistica 7.

Resultados

Dinâmica x fatores climáticos

Relacionando a incorporação de biomassa vegetal no riacho com as variáveis ambientais, pode-se constatar uma correlação direta entre a pluviosidade com o aporte total de MO (Pearson, $r = 0,59$; $p < 0,05$), assim como com o aporte lateral (Pearson, $r = 0,43$; $p < 0,05$) (Tabela 1). Os aportes vertical e terrestre, assim como o estoque bêntico, não estiveram relacionados a nenhuma variável mensurada. Para biomassa de folhas em específico, considerando-se as seis principais espécies, as médias de temperatura e o fotoperíodo foram os principais fatores relacionados à queda de folhas. A incorporação vegetal de *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake esteve negativamente relacionada às médias de temperaturas máximas e mínimas do ar (Pearson, $r = -0,22$ e $r = -0,3$; $p < 0,05$) e ao fotoperíodo (Pearson, $r = -0,2$; $p < 0,05$), mesmo comportamento observado na espécie *Ficus eximia* Schott (Pearson, $r = -0,19$, $r = -0,22$ e $r = -0,18$, respectivamente; $p < 0,05$), o que indica que

ambas as espécies tem um padrão de queda foliar acentuado no inverno. Já as espécies *Cupania vernalis* Cambess. e *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb. tiveram um padrão de queda foliar relacionado positivamente às médias de temperaturas do ar e ao fotoperíodo (Tabela 1), ou seja, um padrão de queda foliar acentuada no verão.

Tabela 01. Valores de correlação de Pearson entre o aporte vegetal e as principais espécies com as variáveis ambientais mensuradas no rio Cachoeira Grande entre ago/10 e ago/11. MO total representa soma vertical + lateral; Pluvio = pluviosidade total; Fotope = fotoperíodo.

	Pluvio.	Vento	Temp. mín	Temp. máx	Fotope.
MO total	0,59		0,27		
Vertical					
Terrestre					
Lateral	0,43				
Bêntico					
Miscelânea	0,21		0,15		
Galhos	0,17				
<i>Cupania vernalis</i>			0,25	0,25	0,27
<i>Ficus adhatodifolia</i>		0,13			0,13
<i>Ficus eximia</i>			-0,19	-0,23	-0,18
<i>Schizolobium parahyba</i>			-0,22	-0,3	-0,2
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	-0,02				
<i>Virola bicuhyba</i>			0,19	0,18	0,21

Dinâmica de MO

A quantidade média de MO mensurada ao longo do período de estudo variou significativamente entre os compartimentos (ANOVA, $F_{3,625} = 23,18$; $p < 0,05$), apesar de não ter sido observada variação entre os pontos amostrais (ANOVA, $F_{4,624} = 1,8$; $p > 0,05$). O aporte lateral foi o compartimento que mais contribuiu com a incorporação direta de MO vegetal para o riacho, com uma média mensal de $175,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, superando largamente o aporte vertical, que apresentou uma média de $32,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$. O estoque bêntico apresentou uma média de $115,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, superando o aporte do estoque potencial terrestre de apenas $69,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$ (Fig. 1).

Na composição qualitativa do *input* vegetal observado, as folhas representaram a maior parte do aporte, com 57,5 % de todo material coletado no período de estudo. Galhos representaram 25,2 %, partes reprodutivas apenas 5,1 % e restos 12 % desse total. As folhas formaram a principal parte da MO em todos os compartimentos, representando 77,8 % do aporte vertical, 58,5 % do aporte terrestre, 43,6 % do aporte lateral e 45,6 % do estoque bêntico (Fig. 2).

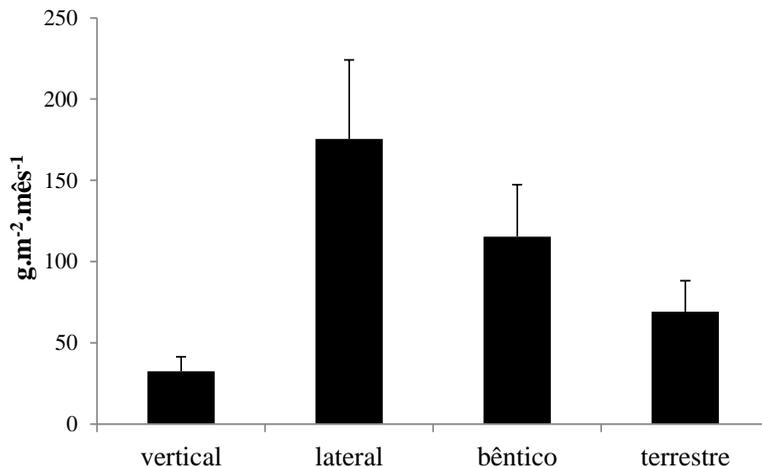


Figura 01. Média e erro-padrão da biomassa de MO vegetal dos diferentes compartimentos para o riacho Cachoeira Grande entre ago/2010 e ago/2011.

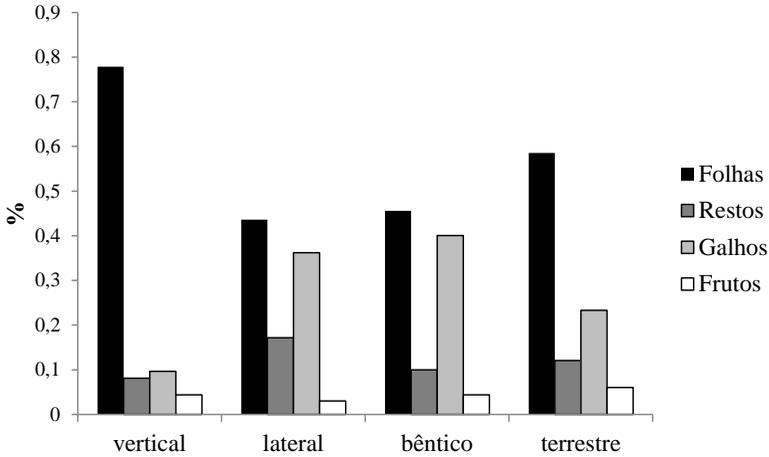


Figura 2. Percentual de folhas, galhos, frutos e restos vegetais na formação dos diferentes compartimentos de aporte de detritos para o riacho Cachoeira Grande medidos entre ago/2010 a ago/2011.

Foi observada uma variação significativa entre os meses (ANOVA, $F_{12,616} = 2,99$, $p < 0,05$) na quantidade total do MO aportada ao riacho durante o período do estudo. No mês de fevereiro foi verificada o maior aporte de biomassa vegetal com média total de $227,8 \text{ g.m}^{-2}$, seguido pelos meses de setembro e outubro ($154,9 \text{ g.m}^{-2}$ e $114,6 \text{ g.m}^{-2}$, respectivamente). As menores quantidades foram observadas nos meses de abril e maio (53 g.m^{-2} e $56,3 \text{ g.m}^{-2}$, respectivamente). Analisando-se cada compartimento em separado ao longo do ano, pode-se observar que foram mais constantes os valores dos aportes vertical (variou de $19,8 \text{ g.m}^{-2}$ em ago/2010 a $57,8 \text{ g.m}^{-2}$ em ago/2011) e terrestre (variou de $42,2 \text{ g.m}^{-2}$ em março a $136,9 \text{ g.m}^{-2}$ em ago/2011). A variação temporal foi mais marcante no aporte lateral (variou de $697,5 \text{ g.m}^{-2}$ em fevereiro, a $51,2 \text{ g.m}^{-2}$ em ago/2010) e no estoque benthico (variou de $392,7 \text{ g.m}^{-2}$ em setembro a $42,5 \text{ g.m}^{-2}$ em ago/2011). (Fig. 3).

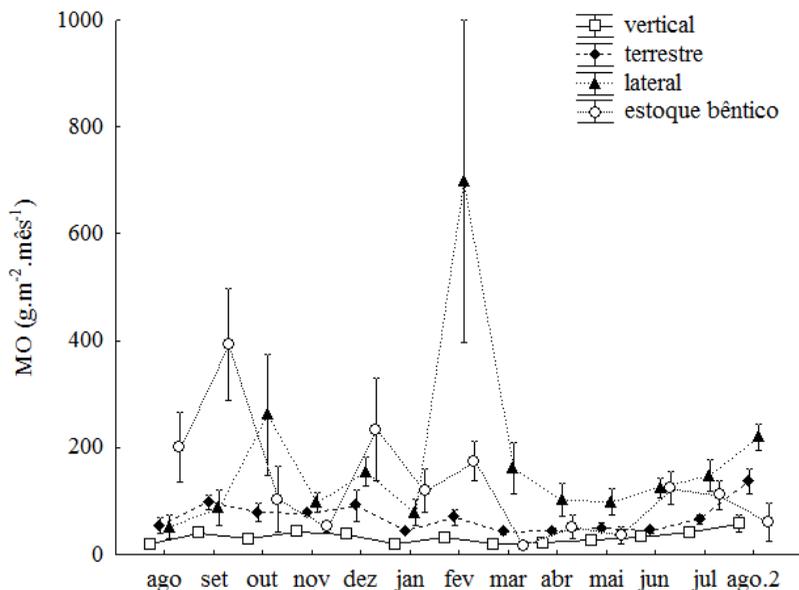


Figura 3. Variação mensal do aporte de matéria orgânica (MO) vegetal seca nos diferentes compartimentos estudados no riacho Cachoeira Grande entre ago/2010 e ago/2011. Barras representam o erro padrão.

Composição de espécies

As folhas dos aportes foram identificadas em 122 taxa de traqueófitas subdivididos em 45 famílias botânicas (Apêndice). As famílias com o maior número de taxa foram Myrtaceae, Lauraceae, Annonaceae, Euphorbiaceae e Sapindaceae, com 12, 10, 8, 8 e 7 taxa, respectivamente. As cinco principais famílias em termos de incorporação de biomassa foliar ao rio foram responsáveis por 71,9% do aporte total. Fabaceae foi a família mais representativa contando com 30% desse total, seguida de Moraceae (17,4%), Euphorbiaceae (11,6%), Sapindaceae (7,5%) e Myristicaceae (5,3%) (Fig. 4).

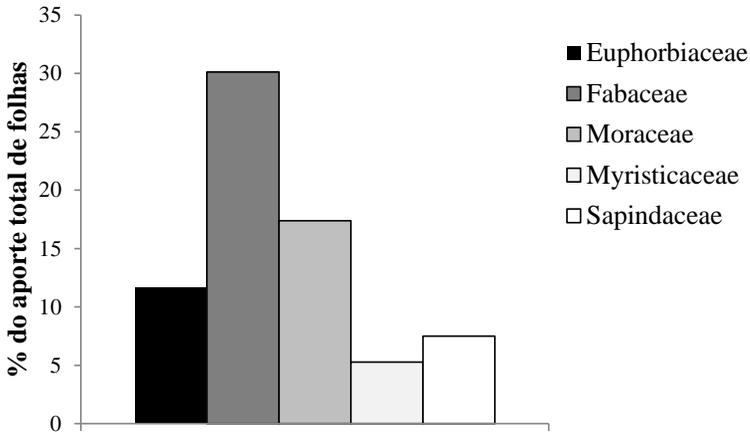


Figura 4. Porcentagem das cinco principais famílias botânicas no aporte de MO vegetal ao riacho Cachoeira Grande no período de ago/2010 a ago/2011.

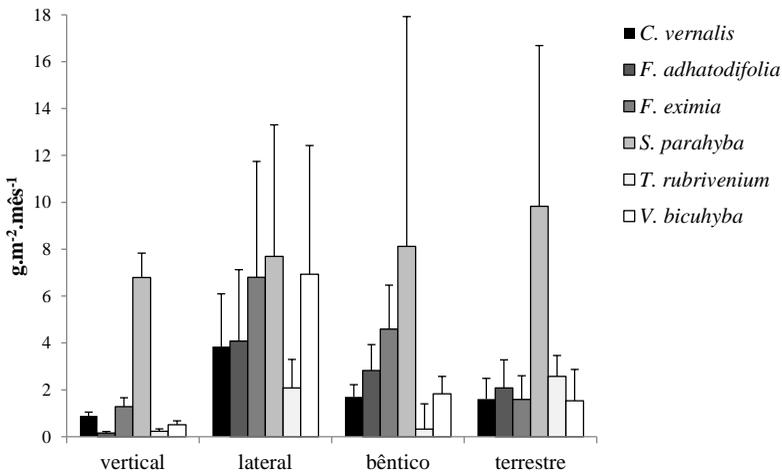


Figura 5. Contribuição média e erro padrão da biomassa foliar das 6 principais espécies vegetais nos 4 compartimentos do riacho Cachoeira Grande entre ago/2010 e ago/2011.

A principal espécie ripária na dinâmica de MO do rio foi *S. parahyba*, que representou mais de 25% da biomassa total de folhas nos compartimentos. Essa espécie apresentou uma média de aporte de $8,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, sendo predominante em todos os quatro compartimentos

estudados. Outras espécies foram representativas, como: *F. eximia* ($3,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$), *V. bicuhyba* ($2,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$), *Ficus adhatodifolia* Schott ex Spreng. ($2,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$), *C. vernalis* ($2 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$) e *Tetrorchidium rubrivenium* Poepp. ($1,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$) (Fig. 5). Estas espécies foram responsáveis por 52,9% da biomassa total de folhas encontradas, e representativas em todos os compartimentos na dinâmica de energia do riacho.

As principais espécies variaram quanto a representatividade da biomassa total nos compartimentos e quanto aos padrões temporais de aporte. Somente *S. parahyba* e *F. eximia* estiveram entre as quatro espécies mais representativas de todos os compartimentos. *S. parahyba* apresentou picos de queda de folhas nos meses de agosto e setembro de 2010, e novamente entre maio e agosto de 2011 para o aporte vertical (Fig. 6, a) e o terrestre (Fig. 6, c). No estoque bêntico, essa espécie mostrou um acúmulo máximo em setembro de 2010 que superou largamente todas outras medições feitas para o compartimento (Fig. 6, d). A espécie *F. eximia* apresentou picos de queda em setembro e outubro de 2010 e entre junho a agosto de 2011 para os aportes vertical e terrestre, padrão similar ao observado para o aporte lateral e o estoque bêntico (Fig. 6). *C. vernalis* mostrou maiores taxas de aporte tanto vertical quanto lateral entre outubro de 2010 e fevereiro de 2011. *F. adhatodifolia* apresentou maior aporte de biomassa foliar entre novembro e dezembro de 2010 no aporte terrestre (Fig. 6, c), e máximos de acumulação em agosto e novembro de 2010 no estoque bêntico (Fig. 6, d). A espécie *V. bicuhyba* apresentou um aumento na biomassa incorporada entre novembro e dezembro de 2010 para o aporte vertical (Fig. 6, a), e entre outubro de 2010 e janeiro de 2011 para o aporte lateral (Fig. 6, b). *T. rubrivenium* apresentou picos de incorporação de biomassa foliar entre setembro e novembro de 2010 no aporte terrestre (Fig. 6, c).

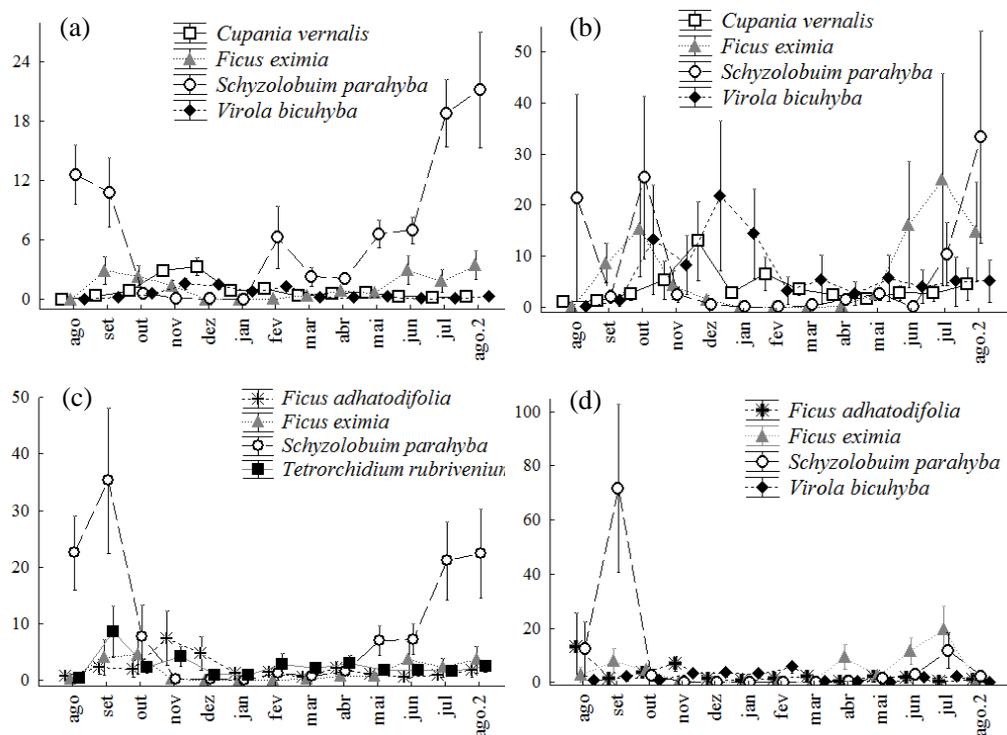


Figura 6. Médias (g.m⁻².mês⁻¹) e erros-padrão da biomassa foliar das principais espécies do aporte vertical (a), aporte lateral (b), aporte terrestre (c) e estoque bêntico (d) mensurados entre agosto de 2010 e agosto de 2011 no riacho Cachoeira Grande.

Discussão

Dinâmica de MO

O aporte vegetal alóctone teve tendência a ser constante ao longo deste trecho de 100 m do riacho em termos de entrada de biomassa total. Apesar disso, foi observada grande diferença na forma com que os recursos são incorporados ao ecossistema. A grande biomassa de MO vegetal aportada é proveniente do aporte lateral, através do carreamento de material pelo solo da zona ripária para dentro do rio, o que chegou a ser mais de cinco vezes maior que a queda direta de MO sobre o curso de água. Esse é um resultado conspícuo, tendo em vista que a maioria dos estudos sobre dinâmica de MO em riachos demonstram uma maior contribuição do aporte vertical quando comparado com o lateral, tanto para ambientes tropicais (Afonso et al., 2000; Gonçalves et al., 2006; Selva et al., 2007; Carvalho & Uieda, 2010) como para ambientes temperados (Fisher & Likens, 1979; Stewart & Davis, 1990; Pozo et al., 1997b; Webster et al., 1997; Acuña et al., 2007) (Tabela 2). Apenas França et al. (2009) observaram uma maior participação do aporte lateral comparando-se com o aporte vertical em um riacho de transição Cerrado/Mata Atlântica, porém, os valores entre o aporte vertical e lateral foram próximos, e a média de entrada de biomassa lateralmente foi cinco vezes menor que o observado neste estudo. Essas raras observações de estudos com maior participação do aporte lateral provavelmente estão relacionadas ao fato de existirem poucas pesquisas desse gênero em riachos de Mata Atlântica, assim como à falta de dados como topografia e declividade da área de drenagem dos ecossistemas estudados. Como evidenciaram Selva et al. (2007) e Wantzen et al. (2008), a declividade da margem assim como características do solo e superfície de escoamento estão intimamente relacionadas ao transporte lateral de biomassa vegetal em riachos.

Tabela 2. Resumo de dados do aporte médio de MO (g.m-2.mês-1) vegetal em riachos e rios de ambientes tropicais e temperados. AV = aporte vertical; AL = aporte lateral; AT = aporte terrestre; EB = estoque bêntico; % F = porcentagem de folhas. * dados do presente artigo. **foram feitos experimentos de 48h, o que acaba por não demonstrar a variabilidade representativa de um mês.

Rio	Clima (bioma)	Status	Ordem	AV	AL	AT	EB	% F	Referência
Cachoeira Grande, SC (BR)	Subtropical (Mata Atlântica)	preservado	3 ^a	32	175	69	115	57	Lisboa et al., 2012*
Doné, MG (BR)	Tropical (Cerrado / Mata Atlântica)	preservado	3 ^a	28	31	59	138	77,5	Franca et al., 2009
Itaúna, SP (BR)	Tropical (Cerrado / Mata Atlântica)	preservado	3 ^a	59	35	94	-	73	Afonso et al., 2000
	Tropical (Cerrado / Mata Atlântica)	área aberta	3 ^a	7	10	17	-	79	Afonso et al., 2000
Ribeirão da Quinta, SP (BR)	Tropical (Cerrado / Mata Atlântica)	preservado	3 ^a	102	64	166	-	71	Carvalho & Uieda, 2010
	Tropical (Cerrado / Mata Atlântica)	área aberta	3 ^a	0	6	6	-	71	Carvalho & Uieda, 2010
Indaiá, MG (BR)	Tropical (Cerrado)	preservado	3 ^a	24	15	39	316	>50	Gonçalves et al., 2006
Juruena, MT (BR)	Tropical (Amazônia)	preservado	1 ^a	98	34	-	-	50	Selva et al., 2007
vários (BR)	Tropical (Amazônia)	preservado	1-3 ^a	58	12	-	-	-	McClain & Richey, 1996
Andorinha, RJ (BR)	Tropical (Mata Atlântica)	preservado	3 ^a	9**	-	-	-	-	Rezende & Mazzoni, 2005
El Copé, (PA)	Tropical montana	preservado	2 ^a	88-108	16-14	-	27-169	-	Colón-Gaud et al., 2008
Fortuna (PA)	Tropical montana	preservado	2-3 ^a	59-114	11-13	-	38-455	-	Colón-Gaud et al., 2008
Nojoro (KE)	Tropical	preservado	-	96	-	175	168	40	Magana, 2001
	Tropical	área aberta	-	42	-	86	91	35	Magana, 2001
Fuirosos (ES)	Temperado (Mediterrâneo)	preservado	3 ^a	55	16	71	-	65	Acuña et al., 2007
Gokibiru (JP)	Temperado		1 ^a	39	78	-	-	>80	Kochi et al., 2010
Window (SA)	Temperado (Fynbos / Mediterrâneo)	preservado	1 ^a	-	-	35	41	62	Stewart & Davis, 1990
Saiderry (ES)	Temperado (Floresta Decídua)	preservado	1 ^a	32	9	41	18	77	Pozo et al., 1997b
Jerguerón (ES)	Temperado (Eucalipto)	preservado	1 ^a	24	2	26	37	92	Pozo et al., 1997b
Bear Brook (US)	Temperado (Conífera)	preservado	2 ^a	46	-	55	95	66	Fisher & Likens, 1973
Hugh Withe Creek (US)	Temperado (Floresta Decídua)	preservado	2 ^a	42	8	-	494	82	Webster et al., 1997

A grande incorporação lateral observada esteve fortemente relacionada com períodos de intensa precipitação, que acabaram por criar pequenos fluxos laterais intermitentes facilitando o carreamento do material vegetal acumulado no solo da zona ripária para dentro do riacho. Segundo Acuña et al. (2007), a precipitação é um dos principais fatores que controlam a dinâmica da MO de riachos através dos distúrbios causados por suas conseqüentes inundações. Outras pesquisas em riachos tropicais de Mata Atlântica também evidenciaram uma relação direta entre o aporte total de MO com períodos chuvosos (Rezende & Mazzoni, 2005; Nin, 2007). Dentro disso, a Mata Atlântica se diferencia daqueles ambientes tropicais que apresentam sazonalidade fortemente marcada em estações chuvosa e seca. Pesquisas vêm demonstrando que é na estação seca, mais especificamente no fim deste período, onde ocorre a maior parte do aporte de biomassa vegetal em riachos tropicais tanto do Cerrado (Gonçalves et al., 2006; França et al., 2009; Carvalho & Uieda, 2010), como da Floresta Amazônica (Selva et al., 2007). Esse padrão está diretamente relacionado ao estresse hídrico causado por um período de pouca pluviosidade, que força a abscisão foliar de muitas das espécies de árvores presentes (Campanili & Prochnow 2006). Além disso, a alta taxa de acúmulo de material na estação seca também influencia o balanço do transporte final da MO vegetal no riacho (Gonçalves et al., 2006). Entretanto, essa sazonalidade em ambientes tropicais é diferente e muitas vezes menos marcada que o comportamento típico de riachos em ambientes temperados (Wantzen et al., 2008), cuja maior parte da produção de MO se dá no outono (Benfield, 1997; Pozo et al., 1997a), e esse período pode representar até 90 % da queda de folhas total anual e cerca de 54 % do aporte total de MO (Fisher & Likens, 1973).

No presente estudo, apesar da variação nas taxas de aporte mensais, não foi observado um padrão sazonal na incorporação direta de MO para o riacho. Essa variação se deu principalmente por causa de um evento de cheias causado por altas taxas de precipitação observadas no mês de fevereiro, que apresentou um pico máximo de aporte lateral, e acabou por representar um *outlier* se comparado com os outros meses. Por ser uma floresta de copa sempre-verde perenifólia (Campanili & Prochnow 2006), para Mata Atlântica propriamente dita é esperada uma queda constante de serapilheira entre os meses, e, desconsiderando-se eventos de inundações, a entrada de material alóctone nos riachos ocorre quase que constantemente ao longo do ano (Nin, 2007).

Composição da MO

A composição específica de folhas variou ao longo do ano, apesar do caráter perenifólio da vegetação. A principal espécie para dinâmica da MO do riacho em termos de biomassa incorporada, *S. parahyba*, apresentou uma queda de folhas bastante acentuada no inverno, com pico máximo nos meses de julho e agosto de 2011. Com o começo da primavera a queda de folhas da espécie teve uma redução brusca, chegando a zerar no mês de janeiro, e apresentou novamente um pequeno pico no mês de fevereiro (verão). A espécie *F. eximia* também apresentou uma queda de folhas acentuada nos meses de inverno, e uma redução brusca no verão chegando a zerar em janeiro. Essa diminuição do aporte de duas das principais espécies nos meses mais quentes parece ter sido compensada por um aumento na queda de folhas de outras espécies, principalmente *C. vernalis*, *V. bichyba* e *F. adhatodifolia*, que apresentaram picos de aporte de folhas nos meses quentes.

É provável que a grande diversidade de plantas contribuindo com incorporação de folhas para o ecossistema esteja influenciando na dinâmica final de MO de maneira a resultar em um padrão de aporte vertical total constante ao longo do ano, tendo em vista os diferentes comportamentos ecológicos e fenológicos de cada espécie. Esse é um padrão que foi observado também por Gonçalves et al. (2006), onde existem diferenças na contribuição específica porque as espécies de plantas perdem as folhas em épocas diferentes do ano. Em ecossistemas temperados, cuja sazonalidade é bem marcada, a vegetação ripária é normalmente pobre em diversidade. Na Europa central, por exemplo, é comum não se achar mais que dez espécies contribuindo com o aporte vegetal de determinado riacho (Wantzen et al., 2008). Dessa forma, os mais de 122 táxons de plantas encontrados aqui superam largamente o que se encontra normalmente em ambientes temperados, inclusive supera outras observações para ambientes tropicais (França et al., 2009). Esse fato era de certa forma esperado, na medida em que a Mata Atlântica é uma das florestas mais ricas do mundo em diversidade de árvores (Campanili & Prochnow 2006).

As folhas formaram a principal fração do aporte total de MO para o riacho, assim como o observado em outros estudos relacionados, tanto de ecossistemas tropicais como temperados (Tabela 2). Certas espécies de árvores contribuem com a maioria desse total, e acabam por ser determinantes e reguladoras dessa ligação aquático-terrestre presente nesses sistemas. De acordo com o observado aqui, pode-se sugerir algumas espécies-chave na dinâmica de matéria orgânica de riachos de Mata Atlântica subtropical em estágio médio-avançado de regeneração,

cujas presenças em matas ripárias se faz de extrema importância tanto pela incorporação de energia como para manutenção da saúde ecológica dos próprios ecossistemas aquáticos (Lima e Zakia, 2009). São elas as espécies *S. parahyba*, *F. eximia*, *V. bicuhyba*, *F. adhatodifolia*, *C. vernalis* e *T. rubrivenium*.

Considerando-se os resultados encontrados, foram rejeitadas as duas hipóteses formuladas inicialmente. Ao contrário do que é normalmente encontrado na literatura, o aporte lateral no riacho em questão foi muito superior ao aporte vertical, e teve uma forte ligação com a precipitação acumulada, provavelmente associada à declividade do terreno. Houve variação temporal no aporte de detritos ao rio, mas, diferentemente dos padrões de Cerrado e Floresta Amazônica, essa temporalidade não é baseada em estações bem definidas de “chuva” e “seca”, mas sim relacionada diretamente com períodos pontuais de intensa precipitação distribuídos imprevisivelmente ao longo do ano. É evidente a falta de estudos sobre dinâmica e composição do aporte da vegetação ripária em riachos de Mata Atlântica, sobretudo em clima subtropical, sendo que mais estudos são necessários para comparações relativas a padrões gerais de aporte e identificação de espécies-chave da dinâmica de MO nas zonas ripárias.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida durante o período de estudo. Agradecemos também ao suporte estrutural fornecido através da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) da UFSC, do Parque Municipal da Lagoa do Peri e do departamento de Ecologia e Zoologia (ECZ) da UFSC. Agradecemos também à EPAGRI pelos dados fornecidos. Agradecemos por último a toda equipe do Laboratório de Ecologia de Águas Continentais (LIMNOS) da UFSC.

Referências capítulo 1

- Abelho, M. & Graça, M.A.S. (1998). Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margaraça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia*, 386, 147–152.
- Acuña, V., Giorgi, A., Muñoz, I., Sabater, F. & Sabater, S. (2007). Meteorological and riparian influences on organic matter dynamics in a forested Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(1):54-69.
- Afonso, A.A.O., Henry, R. & Rodella, R.C.S.M. (2000). Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43, 335-343.
- Benfield, E.F. (1997). Comparison of litterfall input streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16,104-108.
- Benson, L.J. & Pearson, R.G. (1993). Litter inputs to a tropical Australian rainforest stream. *Australian Journal of Ecology*, 18, 377–383.
- Campanili, M. & Prochnow, M. (orgs) (2006). *Mata Atlântica – uma rede pela floresta*. RMA, Brasília: BR.
- Caruso, M.M.L. (1990). *O desmatamento na Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. Ed. da UFSC, Florianópolis, BR.
- Carvalho, E.M. & Uieda, V.S. (2010). Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 283-288.
- Colón-Gaud, C., Peterson, S., Whiles, M.R., Kilham, S.S., Lips, K. R. & Pringle, C.M. 2008. Allochthonous litter inputs, organic matter standing stocks, and organic seston dynamics in upland Panamanian streams: potential effects of larval amphibians on organic matter dynamics. *Hydrobiologia*, 603, 301–312.

- Conners, M.E. & Naiman, R.J. (1984). Particulate allochthonous inputs: relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, 1473-1484.
- Cummins, K.W., Petersen, R.C., Howard, F.O., Wuycheck, J.C. & Holt, V.I. (1973). The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology*, 54 (2), 336-345.
- Cummins, K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24, 631-641.
- Cummins, K.W. & Klug, M.J. (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 10, 147-172.
- Fisher, S.G. & Likens, G. E. (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43, 421-439.
- França, J.S., Gregorio, R.S., De Paula, J.D., Gonçalves Jr., J.F.; Ferreira, F.A. & Callisto, M. (2009). Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, 60, 990-998.
- Gessner, M.O., Chauvet E. & Dobson M. (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85, 377-384.
- Gonçalves Jr., J.F., França, J.S. & Callisto, M. (2006). Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49, 967-973.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., Mckee, W.A. & Cummins, K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones – focus on links between land and water. *BioScience*, 41, 540–551.
- Imberger, S.J., Thompson, R.M. & Grace, M.R. (2011). Urban catchment hydrology overwhelms reach scale effects of riparian vegetation on organic matter dynamics. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02575.x.

Kawaguchi, Y., Taniguchi, Y. & Nakano, S. (2003). Terrestrial invertebrate inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. *Ecology*, 84(3), 701–708.

Kiffney, P.M. & Richardson, J.S. (2010). Organic matter inputs into headwater streams of southwestern British Columbia as a function of riparian reserves and time since harvesting. *Forest Ecology and Management*, 260, 1931–1942.

Kirby, J.M., Webster, J.R. & Benfield, E.F. (1983). The role of shredders in detrital dynamics of permanent and temporary streams. In: Fontaine, T.D & Bartell, S.M. *Dynamics of lotic ecosystems*. Michigan, Ann Arbor Science, 494p.

Kominoski J.S. & Rosemond, A.D. (2012). Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshwater Science*, 2012, 31(1), 51–68.

Lima, W.P. & Zakia, M.J.B. (2009). Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F.L. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, Edusp, 2ª ed. 2ª reimp. 319p.

Magana, A.E.M. (2001). Litter input from riparian vegetation to streams: a case study of the Njoro River, Kenya. *Hydrobiologia* 458, 141–149.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier C.G., Fonseca G.A.B. & Kents, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-845.

Naiman, R.J. & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 28, 621-658.

Nascimento, R. (2002). *Atlas Ambiental de Florianópolis*. Instituto Larus, Florianópolis, BR.

Neto, A.B.C. & Klein, R.M. (1991). *Mapeamento temático do município de Florianópolis: Vegetação - síntese temática*. IPUF, Florianópolis, BR.

- Nin, C.S., Ruppenthal, E.L. & Rodrigues, G.G. (2007). Vegetação ripária e suas funções ecológicas referentes à produção de folhoso em cursos de água, São Francisco de Paula, RS. *Revista Brasileira de Biociências*, 5, 861-863.
- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., & Elósegui, A. (1997a). Leaf-litter budgets in two contrasting forested streams. *Limnetica*, 13(2), 77-84.
- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., Molinero, J. & Elósegui, A. (1997b). Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal of the North America Benthological Society*, 16, 602-611.
- Prast, A.E. & Pinho, L. (2008). Ciclo do carbono em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1), 03-05.
- Rezende, C.F. & Mazzoni, R. (2005). Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 17, 167-175.
- Richardson, J.S., Bilby R.E. & Bondar, C.A. (2005). Organic matter dynamics in small streams of the Pacific Northwest. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 921-934.
- Santos, G.F., Silva, J.T.N., Mendonça, M. & Veado, R.W. ad-V. (1989). Análise Ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul*, 8, 101-123.
- Selva, E.C., Couto, E.G., Johnson, M.S. & Lehmann, J. (2007). Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23, 329-335.
- Sobral, M., Jarenkow, J.A., Brack, P., Irgang, B., Larocca, J. & Rodrigues, R.s.s. (2006). *Flora arbórea e arborecente do Rio Grande do Sul*, Brasil. São Carlos, RiMA/Novo Ambiente.
- Stewart, B.A. & Davis, B.R. (1990). Allochthonous input and retention in a small mountain stream, South Africa. *Hydrobiologia*, 202, 135-146.

Strahler, A.N. (1957). Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union* 38, 913-920.

Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, N.A., Entekin, S.A. & Stephen, M.L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 118–146.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37, 130–137.

Wallace, J.B., Eggert, S.L., Mayer, J.L. & Webster, J.R. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277, 102-104.

Wallace, J.B., Eggert, S.L., Mayer, J.L. & Webster, J.R. (1999). Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs*, 69, 409–442.

Wantzen, K.M., Yule, C.M., Mathooko, J.M. & Pringle, C.M. (2008). Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: Dudgeon, D. & Cressa, C. (Org). *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, 2008, p. 44-64.

Webster, J.R. & J.L. Meyer. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 141–161.

Webster, J.R., Meyer, J.L., Wallace, J.B. & Benfield E.F. (1997). Organic matter dynamics in Hugh White Creek, Coweeta Hydrologic Laboratory, North Carolina, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 74-78.

Wettstein, R.R.V. (1970). *Plantas do Brasil: aspectos da vegetação do sul do Brasil.* , Edgar Blücher, São Paulo, BR.

Zar, J.H. (1996). *Biostatistical Analysis*. 3rd ed., Prentice-Hall: New York.

Apêndice Capítulo 1.

Médias mensais (g.m-2.mês-1 ± erro padrão) da biomassa foliar do aporte de MO vegetal por espécie nos compartimentos vertical (n = 90), lateral (n = 10), terrestre (n = 10) assim como do estoque bêntico (n = 15), mensurados no rio Cachoeira Grande entre agosto de 2010 e agosto de 2011.

Espécie	vertical	lateral	bêntico	terrestre
<i>Aegiphila</i> sp.	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,10 ± 0,06
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	0,26 ± 0,11	1,13 ± 0,85	0,70 ± 0,36	0,34 ± 0,25
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Allophylus</i> cf. <i>guaraniticus</i>	0,04 ± 0,02	0,26 ± 0,23	0,11 ± 0,08	0,02 ± 0,01
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	0,05 ± 0,03	0,25 ± 0,20	0,28 ± 0,16	0,03 ± 0,02
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,03	0,04 ± 0,04	0,00 ± 0,00
<i>Annona sericea</i> Dunal	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,03
<i>Annona</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,06 ± 0,06	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,02
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	0,03 ± 0,03	2,06 ± 1,41	0,93 ± 0,35	0,37 ± 0,25
<i>Annona cacans</i> Warm.	0,01 ± 0,00	0,07 ± 0,07	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Aspidosperma</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,11 ± 0,11
<i>Adiantum</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Bauhinia</i> cf. <i>forficata</i>	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01
Bromeliaceae	0,02 ± 0,02	0,21 ± 0,19	0,12 ± 0,11	0,03 ± 0,03
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00

<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	0,08 ± 0,05	1,26 ± 0,81	0,17 ± 0,12	0,30 ± 0,21
<i>Campomanesia cf. reitziana</i>	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,02	0,13 ± 0,09	0,02 ± 0,02
<i>Campomanesia cf. xanthocarpa</i>	0,00 ± 0,00	0,32 ± 0,24	0,18 ± 0,47	0,38 ± 0,29
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	0,29 ± 0,08	0,12 ± 0,12	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0,33 ± 0,12	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02
<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	0,06 ± 0,03	1,33 ± 0,87	1,25 ± 0,35	0,69 ± 0,40
<i>Chrysophyllum</i> sp.	0,01 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	0,23 ± 0,09	0,42 ± 0,33	0,37 ± 0,19	0,22 ± 0,14
<i>Clethra scabra</i> Pers.	0,07 ± 0,04	0,61 ± 0,41	0,10 ± 0,07	0,43 ± 0,21
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	0,10 ± 0,04	0,17 ± 0,15	0,00 ± 0,00	0,69 ± 0,94
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	0,04 ± 0,03	0,18 ± 0,17	0,51 ± 0,27	0,25 ± 0,04
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	0,89 ± 0,16	3,84 ± 2,26	1,50 ± 0,52	1,66 ± 0,89
<i>Dahlstedtia</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,11 ± 0,09	0,16 ± 0,10	0,11 ± 0,08
<i>Dalechampia</i> sp.	0,03 ± 0,03	1,08 ± 0,91	0,56 ± 0,07	0,53 ± 0,40
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	0,18 ± 0,07	0,33 ± 0,27	0,05 ± 0,03	0,49 ± 0,33
<i>Dioscorea scabra</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	0,02 ± 0,01	0,12 ± 0,09	0,08 ± 0,05	0,37 ± 0,34
<i>Dioscorea</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,02
<i>Duguetia</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02
<i>Erythroxyllum argentinum</i> O.E.Schulz	0,14 ± 0,04	0,11 ± 0,10	0,00 ± 0,00	1,17 ± 0,74
<i>Erythroxyllum</i> sp.1	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,07 ± 0,06	0,06 ± 0,05
<i>Erythroxyllum</i> sp.2	0,01 ± 0,01	0,08 ± 0,08	0,04 ± 0,04	0,37 ± 0,31

<i>Eugenia bacopari</i> D.Legrand	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Eugenia stigmata</i> DC.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,02	0,00 ± 0,00
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott ex Spreng.	0,15 ± 0,07	4,07 ± 3,05	1,70 ± 1,10	1,84 ± 1,20
<i>Ficus cestrifolia</i> Schott ex Spreng.	0,89 ± 0,18	6,80 ± 4,94	3,76 ± 1,88	1,25 ± 1,01
<i>Ficus eximia</i> Schott	1,28 ± 0,38	0,57 ± 0,50	1,22 ± 0,49	0,61 ± 0,28
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	0,00 ± 0,00	0,74 ± 0,44	0,30 ± 0,21	0,08 ± 0,06
<i>Guatteria</i> sp.	0,01 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Handroanthus</i> <i>heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	0,14 ± 0,05	0,93 ± 0,93	0,48 ± 0,28	0,06 ± 0,06
<i>Hieronyma</i> <i>alchorneoides</i> Allemão	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	0,04 ± 0,03	0,09 ± 0,09	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,03
<i>Ilex</i> cf. <i>brevicuspis</i>	0,08 ± 0,03	0,03 ± 0,03	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,03
<i>Ilex</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,12 ± 0,11	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,02
<i>Inga</i> cf. <i>vera</i>	0,04 ± 0,03	0,03 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,07 ± 0,07
<i>Inga marginata</i> Willd.	0,49 ± 0,14	0,02 ± 0,02	0,06 ± 0,05	0,00 ± 0,00
Lauraceae	0,03 ± 0,01	0,13 ± 0,06	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,02
<i>Leandra</i> sp.	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0,05 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,08	0,02 ± 0,01
<i>Machaerium</i> <i>stipitatum</i> (DC.) Vogel	0,16 ± 0,05	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	0,07 ± 0,04	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	0,01 ± 0,01	2,91 ± 2,78	0,90 ± 0,67	0,19 ± 0,19
<i>Marliera</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,07 ± 0,05	0,04 ± 0,03	0,06 ± 0,06
<i>Matayba</i> <i>elaegnoides</i> Radlk.	0,00 ± 0,00	0,07 ± 0,07	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01

<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0,12 ± 0,05	0,20 ± 0,20	0,03 ± 0,03	0,19 ± 0,12
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,09 ± 0,09
<i>Miconia</i> cf. <i>cinerascens</i>	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,01	0,00 ± 0,00
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	0,00 ± 0,00	0,32 ± 0,24	0,06 ± 0,06	0,38 ± 0,38
<i>Microgramma</i> cf. <i>vaciniifolia</i>	0,06 ± 0,04	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Mikania campanulata</i> Gardner	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,05 ± 0,05
<i>Mikania</i> sp.	0,01 ± 0,01	0,15 ± 0,15	0,80 ± 0,41	0,02 ± 0,02
<i>Molinedia</i> cf. <i>calodonta</i>	0,00 ± 0,00	0,08 ± 0,06	0,32 ± 0,20	0,01 ± 0,01
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	0,00 ± 0,00	0,42 ± 0,42	0,13 ± 0,08	0,24 ± 0,18
<i>Myrcia</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,30 ± 0,27	0,24 ± 0,13	0,16 ± 0,12
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Myrsine</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,05 ± 0,04	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01
Myrtaceae 3	0,03 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02
Myrtaceae 4	0,05 ± 0,03	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,03
Myrtaceae 5	0,00 ± 0,00	0,08 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02
Myrtaceae 6	0,00 ± 0,00	1,66 ± 1,63	0,24 ± 0,17	0,11 ± 0,11
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Nectandra oppositifolia</i> Ness	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Ocotea</i> cf. <i>pulchella</i>	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,01 ± 0,01
<i>Ocotea</i> cf. <i>silvestris</i>	0,00 ± 0,00	0,88 ± 0,79	0,73 ± 0,33	0,53 ± 0,27
<i>Ocotea mandioccana</i> A.Quinet	0,17 ± 0,07	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05	0,03 ± 0,02
<i>Ocotea</i> sp.1	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Ocotea</i> sp.2	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01

<i>Ouratea parviflora</i> (A.DC.) Baill.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02
<i>Passiflora</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,13 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	0,37 ± 0,14	0,30 ± 0,26	0,07 ± 0,01	0,02 ± 0,01
<i>Pouteria salicifolia</i> (Spreng.) Radlk.	0,00 ± 0,00	0,47 ± 0,26	0,14 ± 0,07	0,23 ± 0,10
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	0,15 ± 0,07	0,02 ± 0,02	0,03 ± 0,03	0,00 ± 0,00
<i>Persea</i> sp.	0,01 ± 0,01	0,20 ± 0,17	0,05 ± 0,05	0,04 ± 0,03
<i>Piper aduncum</i> L.	0,00 ± 0,00	0,15 ± 0,11	0,02 ± 0,02	0,11 ± 0,07
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>tomentosa</i>	0,00 ± 0,00	0,26 ± 0,22	0,00 ± 0,00	0,10 ± 0,07
Poaceae	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	0,06 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,21 ± 0,13
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	0,02 ± 0,01	0,91 ± 0,43	0,33 ± 0,29	0,49 ± 0,21
Rubiaceae	0,00 ± 0,00	0,03 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02
<i>Rudgea</i> sp.1	0,00 ± 0,00	0,33 ± 0,27	0,05 ± 0,03	0,49 ± 0,33
<i>Rudgea</i> sp.2	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,05 ± 0,05	0,00 ± 0,00
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	6,79 ± 1,04	7,69 ± 5,61	1,65 ± 9,80	11,0 ± 6,85
<i>Sebastiania</i> sp.2	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,07 ± 0,06	0,03 ± 0,03
<i>Sebastiania</i> sp.1	0,17 ± 0,06	0,03 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01
<i>Serjania</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,02	0,05 ± 0,04	0,01 ± 0,01
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	0,00 ± 0,00	0,19 ± 0,16	0,33 ± 0,20	0,09 ± 0,07
<i>Smilax</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,04	0,02 ± 0,02

Solanacea	0,00 ± 0,00	0,84 ± 0,73	0,04 ± 0,04	0,40 ± 0,18
<i>Solanum</i> cf. <i>mauritanum</i>	0,10 ± 0,05	0,08 ± 0,08	0,08 ± 0,07	0,05 ± 0,02
<i>Solanum</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,16	0,00 ± 0,00
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	0,00 ± 0,00	0,04 ± 0,04	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Strychnus trinervis</i> (Vell.) Mart.	0,01 ± 0,01	0,08 ± 0,08	0,08 ± 0,07	0,05 ± 0,02
<i>Symplocos</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,10 ± 0,09	0,07 ± 0,05	0,03 ± 0,03
<i>Tetrorchidium</i> <i>rubrivenium</i> Poepp.	0,23 ± 0,10	2,08 ± 1,22	0,26 ± 1,08	2,03 ± 0,89
<i>Tillandsia</i> sp.	0,00 ± 0,00	1,68 ± 1,20	1,21 ± 0,52	0,66 ± 0,42
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	0,08 ± 0,04	0,39 ± 0,32	0,15 ± 0,08	0,22 ± 0,13
<i>Trichilia</i> cf. <i>clausseni</i>	0,03 ± 0,02	0,67 ± 0,58	0,18 ± 0,13	0,46 ± 0,34
<i>Vernonanthura</i> <i>discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Viola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	0,51 ± 0,17	6,93 ± 5,49	1,65 ± 0,74	1,49 ± 1,34
<i>Vriesea</i> sp.	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,08 ± 0,07
<i>Xylosma</i> sp.	0,01 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Zanthoxylum</i> sp.	0,00 ± 0,00	0,19 ± 0,19	0,00 ± 0,00	0,06 ± 0,05
Indeterminada 1	0,06 ± 0,04	0,04 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,01
Indeterminada 2	0,02 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00
Indeterminada 3	0,00 ± 0,00	0,68 ± 0,65	0,49 ± 0,25	0,18 ± 0,15
indeterminada 4	0,20 ± 0,08	0,10 ± 0,10	0,04 ± 0,04	0,00 ± 0,00
Indeterminada 5	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,05 ± 0,04	0,03 ± 0,02
Indeterminada 6	0,05 ± 0,03	0,19 ± 0,12	0,93 ± 0,48	0,02 ± 0,02
Indeterminada 7	0,00 ± 0,00	0,13 ± 0,11	0,03 ± 0,10	0,84 ± 0,41
Indeterminada 8	0,01 ± 0,01	0,41 ± 0,29	0,08 ± 0,05	0,51 ± 0,28
Indeterminada 9	0,01 ± 0,01	2,91 ± 2,78	0,90 ± 0,67	0,19 ± 0,19
Indeterminada 10	0,03 ± 0,03	0,12 ± 0,12	0,03 ± 0,04	0,18 ± 0,13
Indeterminada 11	0,04 ± 0,03	0,45 ± 0,32	0,30 ± 0,14	0,23 ± 0,17

Indeterminada 12	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,32 ± 0,41	0,00 ± 0,00
Indeterminada 13	0,01 ± 0,00	0,44 ± 0,44	0,13 ± 0,11	0,03 ± 0,02
Indeterminada 14	0,00 ± 0,00	0,25 ± 0,24	0,01 ± 0,01	0,22 ± 0,19
Indeterminada 15	0,00 ± 0,00	0,08 ± 0,08	0,00 ± 0,00	0,10 ± 0,09

4 CAPÍTULO 2

Relação entre a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos com a composição e biomassa de detritos foliares em riachos preservado e impactado

Relationship of aquatic invertebrate community structure to the composition and biomass of leaf litter in preserved and impacted streams

Leonardo Kleba Lisboa^{1,3}, Aurea Luiza Lemes da Silva^{2,3}, Ana Emília Sieglach³, e Mauricio Mello Petrucio^{1,3}

¹Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-970, Santa Catarina, Brasil
Email: leokleba@yahoo.com.br

²Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Darcy Ribeiro, Brasília- DF - CEP 70910-900.

³Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Universidade Federal de Santa Catarina - Trindade, Florianópolis, CEP 88010-970, Santa Catarina, Brasil

Resumo

Detritos vegetais alóctones depositados no estoque bêntico formam um dos principais recursos energéticos de riachos florestados, mas pouca atenção tem sido dada para a composição de folhas em riachos tropicais e sua relação com a comunidade de invertebrados aquáticos. O presente trabalho avaliou a relação entre a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos e a composição e biomassa de folhas do estoque bêntico em dois riachos de Mata Atlântica com diferentes graus de conservação da vegetação ripária ao longo de um ano. O estudo se baseou nas hipóteses de que (1) a comunidade de invertebrados varia espacialmente de acordo com a composição e quantidade dos recursos, e (2) as comunidades variam temporalmente em função da variabilidade dos recursos. O riacho preservado apresentou maior riqueza tanto na comunidade de invertebrados como na composição das folhas do estoque bêntico. Chironomidae e Simuliidae foram as famílias mais abundantes nos dois ambientes. A estrutura das comunidades e a composição do detrito foram significativamente diferentes entre os dois riachos, e em ambas variaram temporalmente. A variação espacial da comunidade de invertebrados foi influenciada pela riqueza de espécies vegetais e quantidade de recursos, além de temperatura da água e condutividade. Variações temporais foram influenciadas principalmente pela temperatura da água e precipitação nos dois riachos, sendo que a biomassa de folhas foi uma variável importante apenas para o riacho preservado. A variação temporal na comunidade do riacho impactado foi mais pronunciada, provavelmente relacionada à menor integridade da vegetação ripária. Sugerimos ainda, que a riqueza de espécies do detrito influenciou a variação espacial das comunidades, mas parece não influenciar variações temporais. A primeira hipótese foi acatada, e a segunda apenas em parte para o riacho preservado.

Palavras chave: variação espacial e temporal, estoque bêntico, Mata Atlântica, integridade da vegetação ripária

Abstract

Allochthonous leaf litter in benthic stock is one of the main energetic resources in forested streams, but little attention has been paid to leaf composition in tropical streams and its relation with the aquatic invertebrate community. The present study evaluated the relation between aquatic invertebrate community structure to the benthic leaf litter composition and biomass in two Atlantic Rain Forest streams with different riparian vegetation integrity states during a year. We hypothesized that (1) the invertebrate community changes spatially according to the quantity and composition of resources, and (2) communities change temporally in function of resource variability. The preserved stream showed higher richness in invertebrate community and in benthic leaf litter composition. Chironomidae and Simuliidae were the dominant families in both streams. Community structure and leaf composition were significantly different between the streams, and both showed temporal variation. Spatial invertebrate communities variation was influenced by leaf species richness and resources quantity, and also by water temperature and conductivity. Temporal variations were influenced mainly by water temperature and precipitation in both streams, but just for the preserved one the biomass of leaves was also important. Temporal variation was more pronounced in the impacted stream, possibly related to the worse riparian vegetation integrity state. We suggest that leaf litter richness influences community spatial variation, but seems to not influence temporal variations. The first hypothesis was accepted, and the second accepted just in part for the preserved stream.

Key-words: Spatio-temporal variation, benthic stock, Atlantic Forest, riparian vegetation integrity

Introdução

Detritos vegetais alóctones representam uma das principais fontes de energia para riachos de cabeceira, e têm papel crucial no suporte e estruturação das comunidades aquáticas (Cummins et al., 1973; Cummins & Klug, 1979; Vannote et al., 1980; Wallace et al., 1997). Ao entrarem nos riachos, esses detritos são agregados de acordo com mecanismos de retenção do ecossistema (Richardson et al., 2005), e acumulados de acordo com o regime do fluxo de água (Acuña et al., 2007) e taxas de incorporação e processamento da matéria orgânica (Gonçalves et al., 2006). A composição do detrito alóctone está diretamente relacionada à composição da vegetação ripária (Swan & Palmer, 2006; Kominoski et al., 2011), que por sua vez irá determinar a qualidade e quantidade de subsídios de detritos que entram nos ecossistemas (Kominoski et al., 2012). Assim, a vegetação ripária tem influência direta na disponibilidade alimentar aos invertebrados aquáticos (Ardón & Pringle, 2008; Kominoski et al., 2012), fornecendo folhas de diferentes qualidades que acabam por representar diferentes tipos de recursos para insetos e micro consumidores (Ardón & Pringle, 2008). Além disso, as comunidades aquáticas também utilizam indiretamente o material vegetal depositado no leito de riachos (Carvalho & Uieda, 2010), que podem servir como locais de refúgio e forrageio (Taniguchi & Tokeshi, 2004).

Estudos demonstram que a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos é influenciada pela abundância de recursos (Burdett & Watts, 2009), tempo de exposição dos detritos (Abelho, 2008), diversidade do substrato (Boyero, 2003) e heterogeneidade do habitat (Taniguchi & Tokeshi, 2004; Brown, 2007). Segundo Swan & Palmer (2006), misturas de folhas apresentam fatores tanto positivos (nutrientes disponíveis) como negativos (compostos secundários), que direcionam a preferência e performance de alimentação dos consumidores. Muitos invertebrados, principalmente pertencentes ao grupo trófico dos fragmentadores (ex: Calamoceratidae, Trichoptera), obtêm energia e nutrientes necessários colonizando e ingerindo preferencialmente folhas de maior qualidade nutricional (Bastian et al., 2007; Janke & Trivinho-Strixino, 2007; Abelho, 2008; Graça & Cressa, 2010), em especial aquelas já previamente condicionadas pela colonização por microrganismos (Bastian et al., 2007; Graça & Cressa, 2010).

De acordo com Wantzen et al. (2008), a diminuição da diversidade de plantas vasculares em latitudes mais elevadas faz com

que a composição do aporte de matéria orgânica alóctone em riachos tenha variações substanciais entre ambientes temperados e tropicais. Assim, a riqueza na composição de folhas do estoque bêntico tende a ser muito maior em ambientes preservados tropicais (Wantzen et al., 2008; Boyero et al., 2011), fazendo com que invertebrados neotropicais colonizem uma gama de espécies de folhas muito maior (Bastian et al., 2007). Apesar disso, a diversidade de fragmentadores é maior em ambientes temperados (Boyero et al., 2011), pois a qualidade dos detritos tende a ser maior (Graça & Cressa, 2010), e a participação de microrganismos no processo de decomposição menor (Abelho et al., 2005). Além disso, a dinâmica da vegetação ripária e consequentemente padrões de acumulação de detritos vegetais no leito de riachos são extremamente variáveis entre ambientes tropicais e temperados, principalmente em função do clima e fenologia da vegetação (Webster & Meyer, 1997; Wantzen et al., 2008). Em latitudes elevadas, as poucas espécies presentes tendem a perder as folhas no outono, ocasionando grande incorporação de biomassa vegetal no ambiente aquático em um mesmo período (Fisher & Likens, 1973; Pozo et al., 1997). Em muitos ambientes tropicais, entretanto, a distribuição dos detritos vegetais tende a ser fragmentada e imprevisível durante o ano (Bastian et al., 2007). Estudos sobre a composição de espécies dos detritos foliares depositados no leito de riachos são virtualmente inexistentes para sistemas lóticos tropicais (Bastian et al., 2007). O consumo de detritos foliares por invertebrados aquáticos de pequenos riachos tem sido bastante estudado, mas muitos estudos têm sido feitos experimentalmente com pacotes de folhas de espécies abundantes do local (Yanoviak, 1999; Janke e Trivinho-Strixino, 2007; Burdett & Watts, 2009; Neiff et al., 2009), não contemplando a diversidade da composição do material do estoque bêntico, e pouca atenção vem sendo dada para a influência da diversidade de folhas nesse processo (Bastian et al., 2007).

A composição e retenção do aporte de detritos em rios e riachos também é fortemente influenciada por mudanças no uso da terra (Kominoski & Rosemond, 2012), sendo que a quantidade de matéria orgânica diminui drasticamente de áreas com vegetação preservada para áreas abertas por influência antrópica (Afonso et al., 2000; Carvalho & Uieda, 2010; Kiffney & Richardson, 2010). Neste contexto, Áreas de Preservação Permanente (APPs) conseguem manter o fluxo energético em riachos de cabeceira através da preservação da vegetação ripária (Kiffney & Richardson, 2010). Como mudanças na composição dessa vegetação podem afetar os ecossistemas aquáticos através de alterações

na dinâmica de matéria orgânica (Kominoski & Rosemond, 2012), diferentes graus de preservação da vegetação tendem a propiciar mosaicos de folhíço com comunidades de invertebrados dissimilares, possivelmente influenciada pela variação na quantidade e composição do detrito vegetal acumulado. Nesse sentido, diferentes estágios sucessionais da vegetação ripária parecem influenciar a distribuição dos invertebrados aquáticos (Bastian et al., 2007).

Partindo do princípio que a comunidade de invertebrados aquáticos está diretamente associada às características dos recursos, e de que existe variação temporal no aporte desses recursos, este estudo se baseou nas seguintes hipóteses: (1) há variação na estrutura da comunidade de invertebrados entre riachos de vegetação ripária preservada e impactada em função de diferenças na composição e quantidade do detrito no estoque bêntico, e (2) a distribuição dos invertebrados aquáticos varia temporalmente de acordo com a variabilidade na riqueza e biomassa dos recursos do estoque bêntico.

Material e métodos

Área de estudo

O município de Florianópolis está localizado em zona subtropical, e segundo a classificação climática de Köppen, o clima é do tipo Cfa, com ausência de estação seca, chuvas distribuídas uniformemente durante o ano e verões rigorosos (Nascimento, 2002). A Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri ($27^{\circ} 43' 30''$ S e $48^{\circ} 32' 18''$ W) possui $20,3 \text{ km}^2$, e tem os mesmos limites do Parque Municipal da Lagoa do Peri, criado pela Lei Municipal n^o 1.828/81, situado ao sul da parte insular de Florianópolis (CECCA, 1996). Aproximadamente 75% da bacia é constituída pelo complexo cristalino pré-cambriano, com relevo acidentado representado na forma de altos morros como o Morro da Chapada (440 m), da Tapera (371 m), da Boa Vista (350 m) e do Peri (320 m) (Santos et al., 1989). A maior parte desses terrenos cristalinos, situados no norte, oeste e sul da bacia, são cobertos por densa vegetação de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa) em estádios de regeneração avançado. A parte leste da bacia é constituída geologicamente por terrenos de sedimentação quaternária, que separam a lagoa do Oceano Atlântico através de uma estreita faixa de 250 m de largura. Essa região é coberta principalmente por vegetação litorânea característica de restinga e de praia, com algumas áreas ocupadas por casas e pequenos trechos de plantação de Eucalipto.

Representando um dos dois principais tributários da bacia hidrográfica, o rio Cachoeira Grande drena uma área de 1,66 km², tem suas nascentes situadas na cota de 280 m de altitude e percorre 1,17 km até desaguar na Lagoa do Peri (Santos et al., 1989). Esse rio possui densa vegetação ripária justamente por se estender através de um dos estádios mais desenvolvidos de vegetação secundária da ilha, podendo até mesmo abrigar áreas de floresta primária (Caruso, 1990). O experimento foi realizado perto da foz do rio, em um trecho de 3^a ordem, com densa cobertura de dossel. Em virtude disso, esse ambiente foi considerado como preservado.

Já o rio Ribeirão Grande drena uma área de 6,98 km², tem suas nascentes por volta de 285 m de altitude e percorre 4,6 km até desaguar na lagoa (Santos et al., 1989). Esse rio atravessa uma área de pequenas propriedades rurais, cujos agricultores transformaram parte da vegetação ripária com o plantio de espécies nativas (*Manihot esculenta*) e exóticas (*Saccharum* sp., *Musa* sp. e *Bambusa* sp.), e em determinados trechos com a supressão para pecuária. No trecho estudado deste rio, também de 3^a ordem, também ocorrem espécies nativas remanescentes na vegetação, sendo que estas não são representativas e têm abundância muito menor que as espécies exóticas. Para o presente estudo esse ambiente foi considerado como impactado.

Metodologia experimental

O experimento foi realizado nos dois principais tributários da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, os quais foram classificados como “preservado” e “impactado” de acordo com o grau de preservação da vegetação ripária. Foram escolhidos cinco pontos de coleta em cada rio, separados por uma distância média de 20 m entre si. Os detritos vegetais depositados no leito do rio (estoque bêntico) foram coletados com auxílio de um amostrador tipo Surber, tamanho 0,3 x 0,3 m e abertura de malha de 0,25 mm. Em cada ponto de coleta foram realizadas três amostragens aleatórias onde se encontrava depósito de folhiço, totalizando 15 amostras mensais por rio. As coletas foram realizadas ao longo de onze meses, compreendendo o período de agosto de 2010 a junho de 2011.

Todas as amostras foram levadas a laboratório e lavadas em peneiras de 0,25 mm para retenção de invertebrados aquáticos. Após a lavagem, o material vegetal foi seco em estufa a 60°C até a estabilização do peso, e então determinado o peso seco através de balança analítica de precisão 0,01 g. Os detritos vegetais foram separados qualitativamente

entre folhas, galhos e partes reprodutivas. As folhas foram identificadas até o menor grupo taxonômico possível com bibliografia adequada (Sobral et al., 2006) e com auxílio de especialista. Os animais retidos na peneira foram triados, acondicionados em frascos com álcool 70% e posteriormente identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando-se chaves de identificação disponíveis (Fernández & Domínguez, 2001; Mugnai et al., 2010) e ajuda de especialistas.

Simultaneamente às coletas de estoque bêntico foram medidas *in situ* variáveis ambientais da água como oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e pH com auxílio de sonda específica WTW-Multi350i. A velocidade da água (m.s^{-1}) foi obtida através do método do flutuador com cinco réplicas por ponto, profundidade (m) medida com trena em dez réplicas por ponto, e a temperatura do ar medida com termômetro. Dados de precipitação referentes ao município foram fornecidos pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI).

Análise dos dados

A fim de se verificar a existência de diferenças entre os dois rios nos parâmetros da água, foi realizado o teste de Mann-Whitney com as matrizes de dados abióticos brutos. Para verificar a existência de variação espacial entre os pontos amostrais dentro de cada rio, e de variação temporal entre os meses quanto aos parâmetros ambientais, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis com os parâmetros individuais brutos para cada ambiente. Foram utilizados testes não-paramétricos pois as variáveis da água não se encaixaram na distribuição normal de acordo com o teste de Shapiro-Wilk. Os testes acima citados foram realizados com auxílio do programa estatístico Statistica 7.

A riqueza da comunidade aquática e o esforço amostral foram avaliados através da curva de acumulação de espécies referente a todo período de estudo, calculada a partir da matriz bruta de abundância de indivíduos com auxílio do programa EstimateS 8.2.0, e plotada utilizando-se o método de Mao Tau. Variações na estrutura da comunidade entre os dois rios foram verificadas através da análise de escalonamento multidimensional (MDS), obtida a partir da matriz de similaridade de Bray Curtis das médias de abundância de todo período transformados em $\log(x+1)$. Similaridades entre as comunidades foram testadas estatisticamente através de uma análise de similaridade (ANOSIM), tendo como fatores as duas áreas. Quando diferenças significativas foram detectadas (a partir da ANOSIM), a análise de

porcentagem de similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar os táxons responsáveis pela diferença observada nas comunidades (Clarke & Warwick, 2001). A análise SIMPER não é um teste estatístico, mas uma análise exploratória que gera um *ranking* de porcentagem de contribuição dos táxons mais importantes para determinar a diferença entre os grupos de amostras, i.e., neste caso, riachos com diferente complexidade da vegetação ripária.

A variação espacial da composição dos detritos foliares foi analisada através de um MDS, calculado a partir das matrizes de distância Euclidiana dos dados de presença e ausência das espécies vegetais dos dois riachos. Similaridades entre os riachos foram testadas através de uma ANOSIM, tendo como fatores as duas áreas.

Para verificar a influência das variáveis ambientais na estrutura da comunidade entre as duas áreas, foi feita uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), calculada através das médias mensais de abundância e das médias mensais de variáveis ambientais transformadas em $\log(x+1)$, analisando-se conjuntamente os dois ambientes estudados. As variáveis foram incluídas na análise através de seleção manual, excluindo-se aquelas não significativas (Monte Carlo, $p > 0,05$), representando-se as amostragens por ambiente e por mês de coleta. A significância foi verificada com o teste de Monte Carlo ($p < 0,05$). A CCA foi feita com auxílio do programa Canoco for Windows 4.5.

Variações temporais da comunidade e da composição dos detritos foliares foram analisadas em separado para cada riacho, e testadas a partir de ANOSIMs utilizando-se as mesmas matrizes do MDS, e considerando como fatores os meses. A fim de se evidenciar os principais fatores ambientais responsáveis pela variação temporal da comunidade, foi feita uma análise de BIOENV para cada riacho em separado relacionando-se a matriz de similaridade de Bray Curtis das médias de abundância transformada ($\log x + 1$), com a matriz de distância Euclidiana dos dados abióticos transformados ($\log x + 1$) e padronizados. Para análises multivariadas, além dos parâmetros físico-químicos da água e variáveis meteorológicas, foram considerados como fatores ambientais as categorias do estoque bêntico vegetal como “folhas”, “galhos”, “reprodutivos”, “miscelânea” e “total de matéria orgânica” medidas em biomassa média (g), e “riqueza” de espécies na composição do detrito. Todas as análises de MDS, ANOSIM, SIMPER e BIOENV foram feitas com auxílio do programa estatístico Primer 6 (Clarke & Gorley, 2006).

Resultados

Variação espacial

Não foi observada diferença nos parâmetros físico-químicos da água (Kruskal-Wallis, $p > 0,01$) entre os pontos de coleta tanto para o riacho preservado (Figura 1, CG) como para o riacho impactado (Figura 1, ST). Comparando-se as variáveis físico-químicas da água entre os dois rios, as médias de pH, oxigênio dissolvido, temperatura e velocidade da água não foram significativamente diferentes (Mann-Whitney, $p > 0,01$). Apenas condutividade da água e a profundidade diferiram entre os dois ambientes ($Z = -5,6$ $p < 0,01$ e $Z = 2,6$, $p < 0,01$; respectivamente), a primeira com médias maiores no riacho impactado, e a segunda com médias maiores no preservado (Figura 1).

Na comunidade bentônica foi identificado um total de 17.445 indivíduos no riacho preservado, e 13.704 no impactado, classificados em 56 táxons de invertebrados. Os insetos formaram o grupo mais representativo tanto em termos de abundância como de riqueza. Para ambos os rios, as famílias de dípteros Chironomidae (5.125 indivíduos no riacho preservado e 6.390 no riacho impactado) e Simuliidae (1.973 e 1.550, respectivamente) foram as mais importantes em termos de abundância da comunidade (Tablea 1). Trichoptera foi a ordem mais diversa no riacho preservado apresentando 9 famílias, enquanto Diptera apresentou o maior número (8 famílias) no impactado. Algumas famílias consideradas bioindicadores de integridade ambiental só ocorreram no ambiente preservado, como Hydroptilidae, Leptohyphidae, Polycentropodidae e Philopotamidae (Tablea 1).

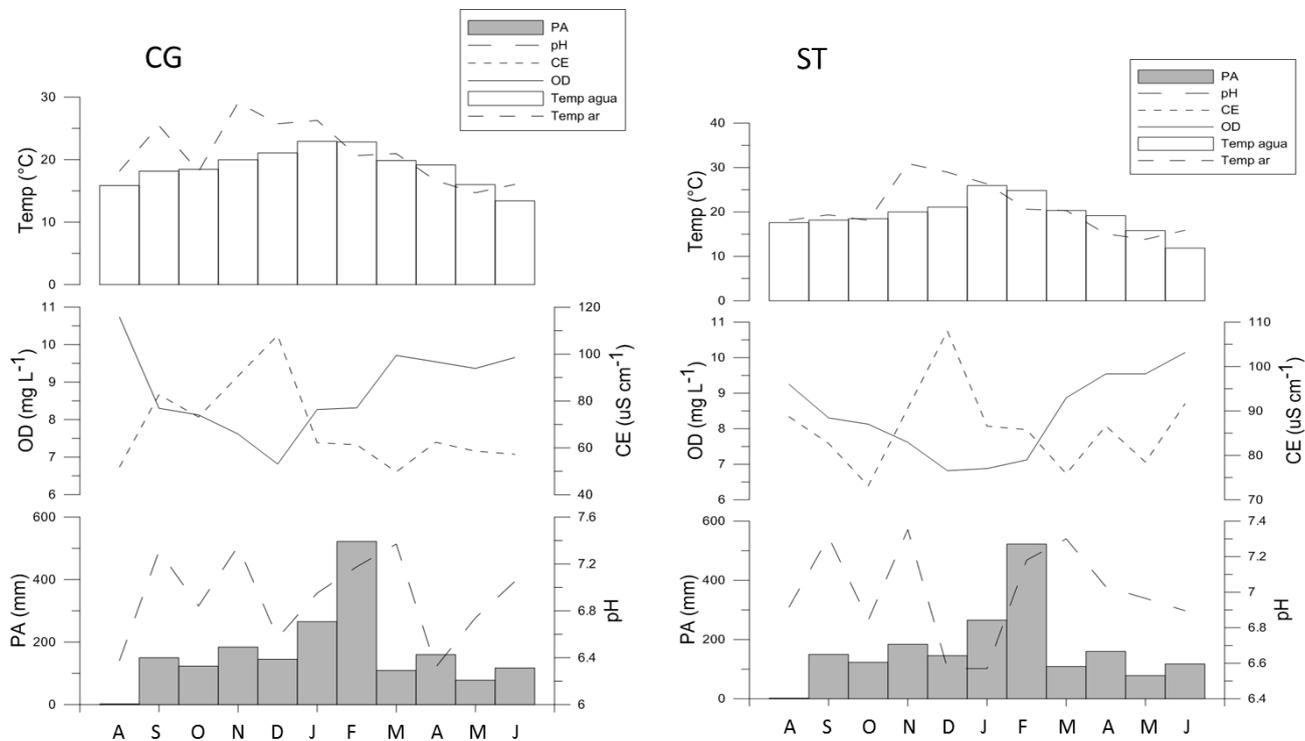


Figura 1. Valores médios de precipitação mensal (PA), pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD) e temperaturas (Temp) da água e do ar medidos entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos preservado (CG) e impactado (ST).

Taxa	PRESERVADO				IMPACTADO			
	Sim/SD	Abu méd	Contrib %	Cum %	Sim/SD	Abu méd	Contrib %	Cum %
Chironomidae	4,06	3,46	12,81	12,81	4,18	3,64	23,75	23,75
Simuliidae	2,07	2,33	7,13	19,94	1,91	2,24	11,91	35,66
Hydroptilidae	3,25	1,5	5,14	25,08	-	-	-	35,66
Leptophlebiidae	2,13	1,67	5,14	30,22	0,88	0,67	2,27	37,93
Calamoceratidae	3,7	1,48	5,01	35,23	1,31	0,85	3,94	41,87
Hidropsychidae	3,21	1,35	4,73	39,97	1,42	1,18	5,57	47,44
Elmidae	2,32	1,33	4,27	44,24	1,31	1,17	5,23	52,67
Oligochaeta	2,08	1,31	3,98	48,22	0,83	1,01	3,51	56,18
Leptoceridae	1,67	1,33	3,95	52,17	1,51	0,86	4,17	60,35
Leptohiphidae	2,22	1,03	3,28	55,46	-	-	-	60,35
Collembola	1,48	1,18	3,26	58,71	0,84	0,78	2,96	63,31
Acari	1,29	1,05	2,83	61,54	0,6	0,81	2,16	65,47
Hydrophilidae	1,56	0,99	2,74	64,28	-	-	-	65,47
Polycentropodidae	1,3	0,94	2,52	66,8	-	-	-	65,47
Genriidae	1,45	0,83	2,24	69,04	-	-	-	65,47
Muscidae	0,91	1,06	2,2	71,24	-	-	-	65,47
Calopterygidae	1,34	0,78	2,08	73,32	0,87	0,59	2,15	67,62
Tipulidae	0,98	0,86	2,02	75,34	0,94	0,75	2,95	70,57
Megapodagrionidae	1,24	0,77	1,99	77,34	-	-	-	70,57
Ceratopogonidae	1,3	0,78	1,94	79,27	1,19	0,82	3,56	74,13
Hydrobiidae	1,01	0,84	1,85	81,13	1,69	1,3	6,29	80,42
Hyalidae	0,87	0,82	1,76	82,88	-	-	-	80,42
Hirudinea	0,91	0,75	1,72	84,6	0,95	0,79	3,04	83,46
Coenagrionidae	0,83	0,63	1,3	85,91	-	-	-	83,46
Veliidae	0,83	0,58	1,22	87,12	-	-	-	83,46
Trichodactylidae	0,72	0,61	1,14	88,27	-	-	-	83,46
Libellulidae	0,82	0,56	1,11	89,38	-	-	-	83,46
Philopotamidae	0,8	0,51	1	90,38	-	-	-	83,46
Empididae	-	-	-	90,38	1,4	0,94	4,52	87,98
Tabanidae	-	-	-	90,38	0,8	0,88	3,15	91,13

Tabela 1. Análise de SIMPER com os táxons que representaram mais de 90% da abundância da comunidade em valores de similaridade (Sim/SD), abundância média (Abu méd), percentual de contribuição da abundância total (Contrib %) e contribuição acumulativa (Cum %) observados entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos preservado (Cachoeira Grande) e impactado (Ribeirão Grande).

Através da curva de acumulação de espécies foi observada uma maior riqueza no riacho preservado, que demonstrou atingir 56 táxons com a estabilização da curva. O riacho impactado não apresentou clara estabilização da curva de acumulação, atingindo 44 táxons de invertebrados (Figura 2). Os ambientes preservado e impactado demonstraram significativa diferenciação quanto à estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos (ANOSIM, $R = 0,69$, $p < 0,001$). A ordenação de escalonamento multidimensional dos dados de abundância demonstrou claramente essa separação dos ambientes (Figura 3), com um valor de “stress” relativamente baixo, de 0,18, indicando que o MDS foi uma representação bidimensional aceitável das distâncias multivariadas entre os dados da matriz de similaridade (Benstead & Huryn, 2011).

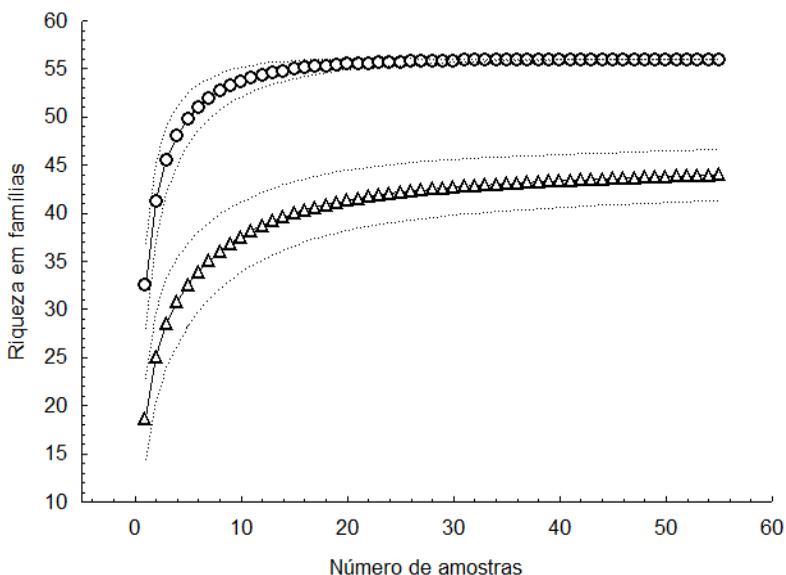


Figura 2. Curva de acumulação de espécies baseada no índice de “MaoTau”, utilizando o número de famílias de invertebrados aquáticos por amostragens,

nos riachos preservado (círculos) e impactado (triângulos), amostradas entre agosto de 2010 a junho de 2011 na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, SC. Pontilhados representam intervalo de confiança de 95%.

Comparando a composição taxonômica foliar do estoque bêntico entre os dois riachos, foi observada uma diferenciação significativa (ANOSIM, $R = 0,6$, $p < 0,001$), representada através da ordenação do MDS (Figura 4). Além da composição, essa diferenciação também se deu na riqueza e biomassa vegetal (Figura 5). A presença de espécies exóticas foi observada apenas no rio impactado, e, apesar de representarem uma fração pequena da quantidade total de matéria orgânica, formaram uma fração significativa da biomassa total de folhas presentes no estoque bêntico (Figura 5).

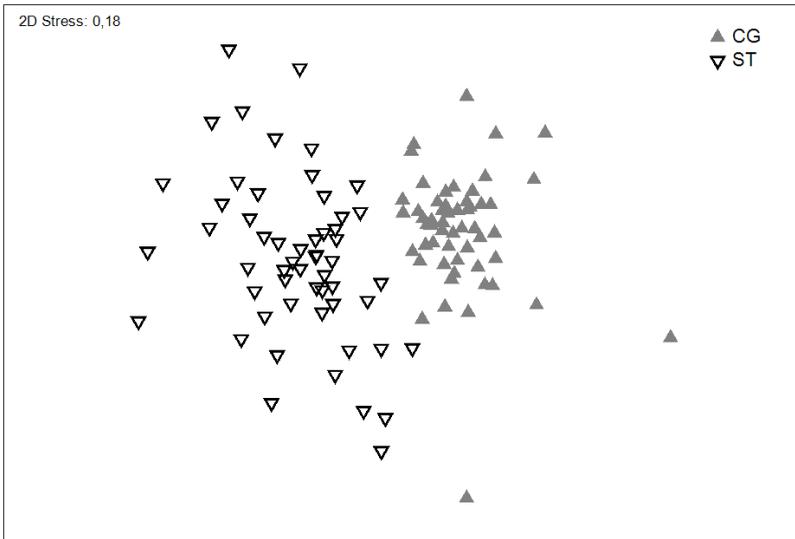


Figura 3. Ordenação de escalonamento multidimensional (MDS) obtida pela matriz de similaridade de Bray Curtis dos dados de abundância da comunidade de invertebrados aquáticos, transformada por $\log(x+1)$, dos riachos preservado (CG) e impactado (ST), coletados mensalmente entre agosto de 2010 e junho de 2011 na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, SC.

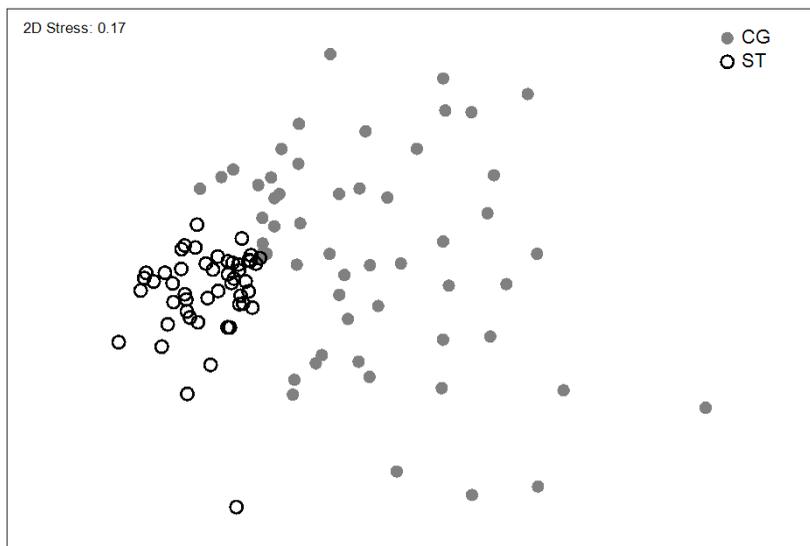


Figura 4. Ordenação de escalonamento multidimensional (MDS) dos dados de composição específica dos detritos foliares feita através da similaridade de distância Euclidiana da matriz de presença/ausência de espécies vegetais dos riachos preservado (CG) e impactado (ST) coletados entre agosto de 2010 e junho de 2011 na Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, SC.

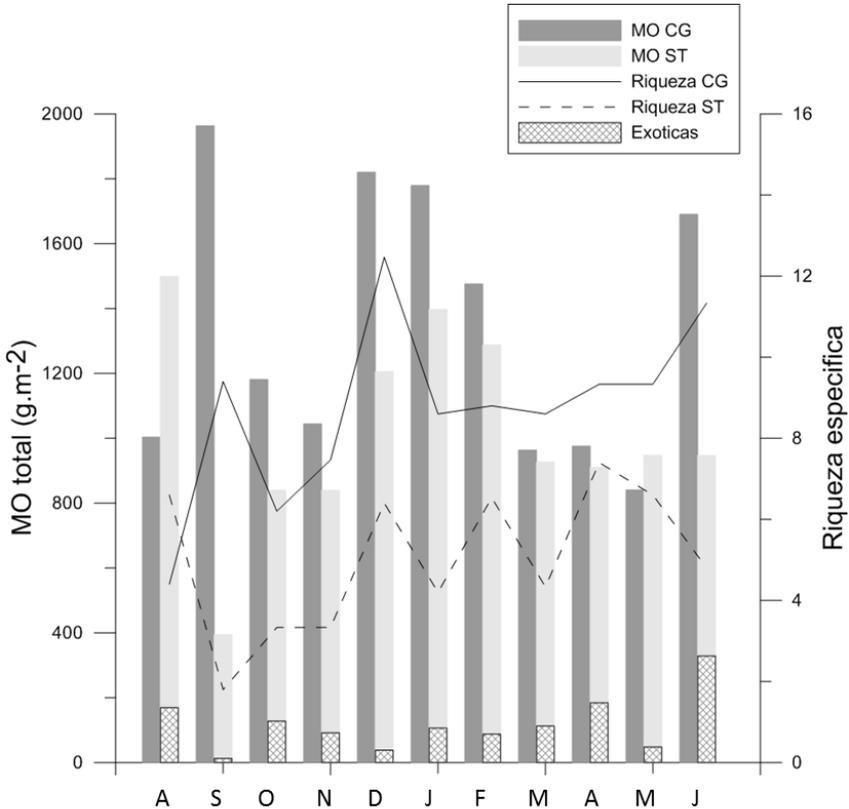


Figura 5. Quantidade de detritos vegetais do estoque bêntico representados em biomassa total de recursos (MO, matéria orgânica), e riqueza de espécies vegetais do folhicho coletado, observadas entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos preservado (CG) e impactado (ST). Barras quadriculadas representam a quantidade de biomassa de folhas referentes a espécies exóticas – encontradas apenas no rio ST.

De acordo com a CCA, as principais variáveis ambientais responsáveis por diferenças na estruturação das comunidades de invertebrados entre os riachos foram riqueza de espécies do estoque bêntico, biomassa de galhos e a condutividade elétrica, enquanto a temperatura parece explicar diferenças entre os meses, tendo em vista que esteve positivamente relacionada com os meses quentes de ambos os riachos (Figura 6). Apesar da explicação dos eixos da CCA na estruturação da comunidade ter sido relativamente baixa (eixo 1 = 25,7%; eixo 2 = 9,2%), a análise mostrou significativa correspondência

(Monte Carlo, $p < 0,05$) entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade. A partir da CCA pode-se observar primeiramente uma separação entre os dois ambientes através do eixo 1. Os vetores de riqueza de espécies do detrito e de biomassa de galhos foram positivamente relacionados às amostragens do riacho preservado, enquanto que a temperatura da água se mostrou positivamente relacionada aos meses quentes do riacho impactado, assim como a condutividade mais relacionada às amostragens desse ambiente (Figura 6).

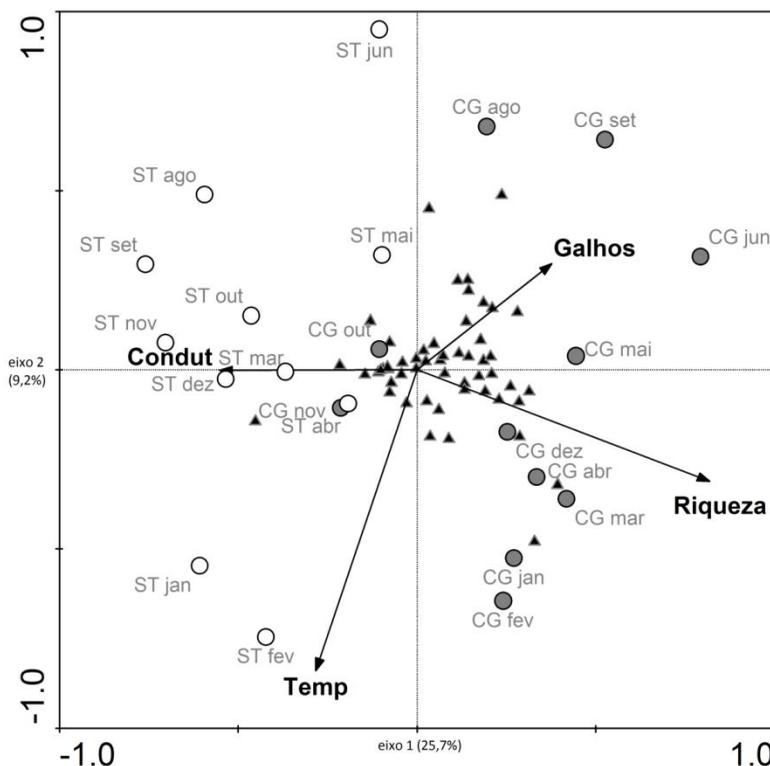


Figura 6. Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as matrizes de abundância da comunidade de invertebrados aquáticos e das variáveis ambientais transformadas em $\log(x+1)$, mensuradas entre agosto de 2010 e junho de 2011 nos riachos Cachoeira Grande (CG, preservado, círculos cinzas) e Ribeirão Grande (ST, impactado, círculos brancos). Triângulos representam a ordenação das famílias de invertebrados. Consideraram-se só as variáveis ambientais significativas (Monte Carlo, $p < 0,05$); Conduct = condutividade da água, Temp = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), Riqueza = número de espécies vegetais

do detrito, Galhos = biomassa de galhos. O eixo 1 representou 25,7% da variação da comunidade, e o eixo 2 representou 9,2% dessa variação. Correspondências entre as variáveis bióticas e abióticas foram significativas (Monte Carlo, $p < 0,05$).

Varição temporal

A maioria das variáveis físico-químicas mensuradas apresentou uma variação temporal significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0,01$) ao longo dos meses, tanto para o rio preservado como para o impactado (Figura 1). Apenas a profundidade não apresentou variação temporal entre os meses (Kruskal-Wallis, $p > 0,01$). Para ambos os rios, a temperatura da água foi maior nos meses de janeiro e fevereiro, atingindo 23°C no riacho preservado, e 26°C no impactado, e apresentou os menores valores no mês de junho, com 13°C para o riacho preservado e 11,8°C no impactado. O oxigênio dissolvido na água apresentou um padrão inverso ao da temperatura da água, com maiores valores nos meses de agosto e julho, para os riachos preservado e impactado respectivamente, e menores valores em dezembro. A condutividade apresentou tendência clara a ser maior nos meses quentes, atingindo picos no mês de dezembro. O pH e velocidade da água variaram temporalmente sem apresentarem padrões claros entre os meses. A precipitação anual apresentou um pico em fevereiro atingindo 522 mm acumulados, com segundo maior valor registrado em janeiro (265 mm).

Foi observada variação temporal na estrutura da comunidade de invertebrados entre os meses tanto para o riacho preservado (ANOSIM, $R = 0,46$, $p < 0,001$) como para o impactado (ANOSIM, $R = 0,8$, $p < 0,001$). Chironomidae, a família mais importante em termos de abundância, apresentou grande variação nos dois ambientes, com um pico de abundância em agosto, e outro de janeiro a março no riacho preservado. Para o impactado, Chironomidae apresentou picos de abundância de dezembro a fevereiro, e outro em setembro. A segunda família mais abundante, Simuliidae, apresentou pico máximo de abundância para os dois ambientes em outubro, com variações grandes entre os meses (Figura 7).

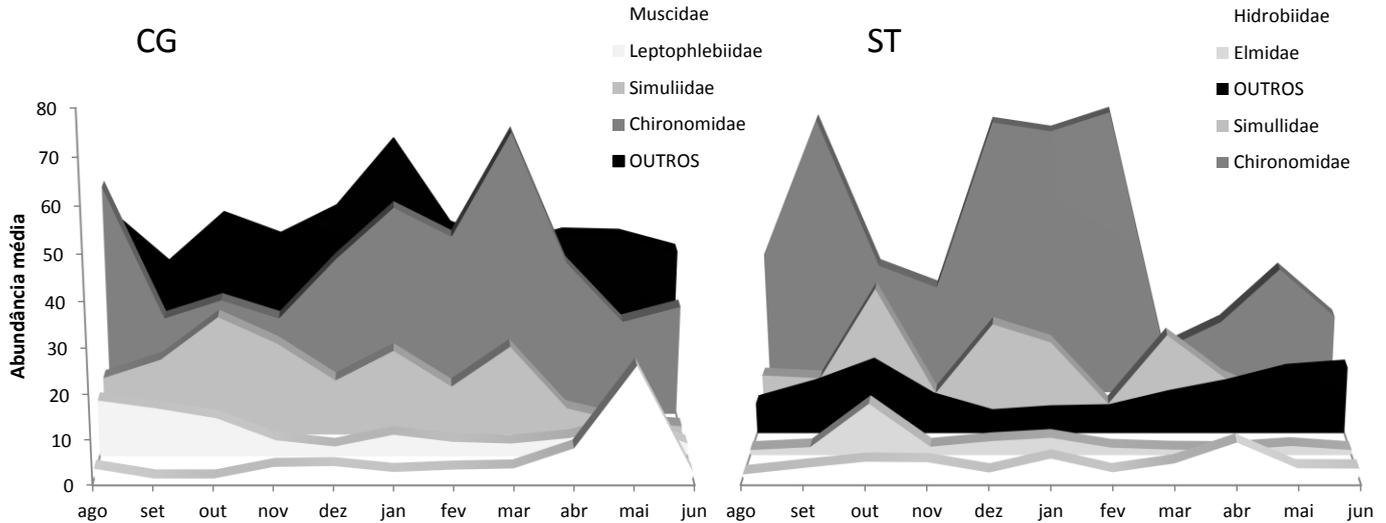


Figura 7. Abundância média mensal das principais famílias de invertebrados aquáticos nos ambientes preservado (CG) e impactado (ST) medidas entre agosto de 2010 e junho de 2011. Para o gráfico foram utilizadas apenas famílias que em algum mês apresentaram abundância maior que 10 % da comunidade.

Foi constatada uma variação temporal na composição dos detritos foliares tanto para o rio preservado (ANOSIM, $R = 0,31$, $p < 0,001$) como para o impactado (ANOSIM, $R = 0,2$, $p < 0,001$). O riacho preservado, com exceção dos meses de agosto de 2010 e maio de 2011, apresentou maior quantidade de recursos vegetais (matéria orgânica) disponíveis se comparado com o impactado, além de apresentar uma maior riqueza média de espécies na composição de folhas do estoque bêntico (Figura 5). O riacho preservado apresentou um total de 93 espécies identificadas ao longo do período de estudo, contra apenas 62 espécies no impactado (apêndice).

A partir da CCA, pode se observar secundariamente uma separação temporal através do eixo 2, com a agregação entre os meses quentes de dezembro, janeiro e fevereiro na parte inferior relacionados positivamente à temperatura da água, em oposição aos meses frios de junho, agosto e setembro na parte superior (Figura 6). A análise de BIOENV mostrou uma correlação significativa ($Rho = 0,529$; $p < 0,01$) entre as variáveis ambientais de temperatura da água, velocidade da corrente, precipitação e biomassa de folhas com a matriz temporal da estrutura da comunidade do riacho preservado. Para o riacho impactado, a BIOENV demonstrou que as variáveis de condutividade, temperatura da água e a precipitação foram as mais relacionadas ($Rho = 0,556$; $p < 0,01$) à matriz temporal da comunidade.

Discussão

Variação espacial

A evidente diferenciação na estrutura da comunidade de invertebrados e na composição dos detritos foliares do estoque bêntico entre os riachos preservado e impactado, aliada à correlação significativa da mesma com riqueza e biomassa do detrito, sugere que tais variáveis foram preditoras importantes da variação espacial da comunidade de invertebrados na área de estudo. Corroborando com Afonso et al. (2000), o riacho com vegetação ripária preservada apresentou maior quantidade e riqueza de recursos. Estudos mostram que uma maior diversidade de detritos foliares suporta uma comunidade de invertebrados colonizadores mais diversa (Boyer, 2003). Ainda, Swan & Palmer (2006) observaram que a mistura de folhas influencia diretamente o crescimento de consumidores, afetando taxas de decomposição e consumo e consequentemente a comunidade como um todo. A partir disso, os resultados apresentados na CCA nos levam a crer

que ambientes com vegetação ripária em bom estado de conservação têm a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos primariamente influenciada pela riqueza de folhas e quantidade de recursos disponíveis no estoque bêntico, enquanto que a perda de espécies e redução na quantidade de detritos podem fazer com que a comunidade seja regulada por fatores ambientais como temperatura e condutividade da água.

Para abundância de grupos funcionais específicos (detritívoros), a palatabilidade das folhas se mostra mais importante que a diversidade de recursos (Janke & Trivinho-Strixino, 2007; Abelho, 2008; Shah, 2010). Como evidenciou Bastian et al. (2007), fragmentadores de rios tropicais colonizam uma ampla gama de espécies, priorizando a qualidade das mesmas em detrimento à composição específica. Como a qualidade das folhas muda de acordo com as espécies, a diferenciação na composição dos detritos foliares entre os dois ambientes tratados aqui tende a representar detritos de diferentes qualidades, influenciando na estruturação das comunidades de invertebrados. Outro fator que aponta para influência das características do recurso na diferenciação espacial das comunidades se dá devido ao fato de que as variáveis ambientais pouco diferiram entre os dois ambientes.

Os dois riachos apresentaram uma homogeneidade nas características da água dos trechos estudados, e se mostraram bastante similares quanto a esses parâmetros físico-químicos, com diferenças observadas apenas na condutividade e profundidade. A condutividade apresentou valores maiores no rio impactado, provavelmente por se tratar de um ambiente com alguma influência antrópica, cujas pequenas propriedades rurais devem ter participação na incorporação pontual de efluentes na água e conseqüente aumento de íons. Concentrações de oxigênio e valores de pH encontrados aqui não foram limitantes para a comunidade de invertebrados aquáticos.

A alta abundância, principalmente da família Chironomidae, provavelmente esteve associada a altos níveis de abundância de recurso, corroborando com o encontrado por Burdett & Watts (2009). Essa família é frequentemente dominante nos sistemas lóticos de Mata Atlântica (Moulton & Magalhães, 2003; Milesi et al., 2009; Oliveira & Nessimian, 2010; Rosa et al., 2011). Apesar do predomínio de Chironomidae nos dois ambientes, pode-se observar maior dominância dessa família no ambiente impactado, corroborando com o encontrado por Moulton & Magalhães (2003). Como esclarece Roque et al. (2007), a família Chironomidae inclui a maioria dos grupos funcionais de invertebrados e é capaz de colonizar inúmeros habitats. Nesse sentido, a

maior riqueza encontrada na comunidade do riacho preservado, assim como a presença de táxons bioindicadores sensíveis (Bispo & Oliveira, 2007), provavelmente estão relacionadas às características de substrato, já que um substrato mais diverso promove a ausência de táxons dominantes em uma comunidade (Boyero, 2003; Shah, 2010). Em pequenos riachos de Mata atlântica, a riqueza de grupos sensíveis tende a aumentar com a disponibilidade de habitats, estando diretamente relacionada à integridade da vegetação ripária (Milesi et al., 2009). Já para segunda família mais abundante, Simuliidae, a quantidade de recursos parece ser menos importante que fatores estruturais (tamanho do rio, largura, velocidade da água, descarga, estabilidade do substrato e regime de chuvas) para estruturação da comunidade em nascentes Neotropicais (Grillet & Barrera, 1997).

Variação temporal

A variação temporal da comunidade de invertebrados foi influenciada por variáveis distintas em cada ambiente. Os resultados sugerem que a precipitação e a temperatura da água têm forte influência na variação temporal da comunidade para ambos ambientes. De fato, a distribuição temporal de insetos aquáticos em riachos subtropicais é influenciada por variações na temperatura da água (Yan & Li, 2007; Tejerina & Malizia, 2012), e períodos de intensa precipitação alteram drasticamente a dinâmica de riachos (Acuña et al., 2007). Para o riacho preservado, porém, a quantidade de folhas também foi responsável por parte dessa variação, o que não ocorreu para o ambiente impactado, que por sua vez mostrou influência significativa da condutividade. Isso sugere que a comunidade de invertebrados aquáticos de ambientes com vegetação ripária preservada varia temporalmente, entre outros fatores, em conjunto com a quantidade de folhas presentes no estoque bêntico. É sabido que a abundância de recursos alimentares e de refúgio é um dos principais fatores determinantes da estruturação da comunidade (Burdett & Watts, 2009), e que riachos preservados de Mata Atlântica subtropical têm grande variação temporal na quantidade e composição do detrito do estoque bêntico ao longo do ano, resultado em parte da forte influência da precipitação na incorporação desse material ao ecossistema (Lisboa et al., 2012 – Capítulo 1). Já a comunidade de invertebrados do riacho impactado variou temporalmente devido a fatores climáticos (temperatura, precipitação e condutividade).

De fato, a precipitação teve uma variação temporal muito grande no presente estudo, marcada com picos de chuva imprevisíveis. Os

valores de temperatura da água tiveram padrões esperados para ambientes subtropicais, com variação temporal condizente com as tendências de meses quentes no verão e frios no inverno (Hennemann & Petrucio, 2011). A amplitude de variação da temperatura da água também se mostrou maior no rio impactado, provavelmente devido à supressão de parte de sua vegetação ripária e consequente maior exposição à incidência solar. Assim, a principal diferença dos parâmetros ambientais entre os dois riachos se dá nas características de integridade das matas ciliares.

A variação temporal mais pronunciada na comunidade de invertebrados do rio impactado possivelmente se deu devido ao menor número de espécies vegetais no detrito do estoque bêntico. É sabido que a heterogeneidade espacial do habitat reduz a variabilidade temporal na comunidade de insetos de riachos (Brown, 2003). Apesar da maioria dos estudos com heterogeneidade em riachos utilizarem como critérios diferentes categorias de substrato, sugerimos aqui que as mais de 93 espécies vegetais encontradas no estoque bêntico do riacho preservado representam maior heterogeneidade no substrato, relativa às variações morfológicas e possivelmente nutricionais das folhas. Dessa forma, os dados apresentados aqui corroboram com Boyero (2003), onde a diversidade do substrato está positivamente relacionada à abundância e riqueza da comunidade de invertebrados de um rio. É claro que outros fatores são determinantes na estruturação e distribuição temporal dos invertebrados aquáticos em riachos, como o ciclo de vida dos táxons (Johnson et al., 2012), a complexidade do habitat (Taniguchi & Tokeshi, 2004) e mesmo a heterogeneidade espacial ligada à conectividade (Neiff et al. 2009).

Em resumo, a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos variou de acordo com diferentes graus de integridade da vegetação ripária, principalmente através da influência da composição e quantidade do detrito foliar depositado no estoque bêntico, e da proteção conferida pela vegetação ripária à variação de temperatura da água. Assim, a hipótese de que a estrutura da comunidade de invertebrados difere entre riachos preservado e impactado em função de diferenças na composição, riqueza e quantidade do detrito no estoque bêntico foi corroborada. Enquanto que a estrutura da comunidade variou ao longo do tempo de forma diferente ao se considerar sistemas com distintos graus de integridade da vegetação ripária. No riacho preservado, a estrutura da comunidade variou temporalmente em função da variabilidade na quantidade de detritos foliares no estoque bêntico, e de variáveis ambientais como temperatura e precipitação. No riacho

impactado, a variação temporal da comunidade se deu em decorrência da maior instabilidade ocasionada pela retirada da vegetação ripária, que acentuou o efeito das chuvas e da temperatura sobre a comunidade. Além disso, a comunidade de invertebrados aquáticos variou temporalmente de forma mais acentuada no riacho de vegetação impactada. Esse estudo sugere experimentações específicas em campo sobre influência da riqueza de folhas do estoque bêntico na comunidade de invertebrados, assim como análises da qualidade do detrito para um melhor detalhamento e discussão aprofundada.

Agradecimentos

À bolsa de estudos concedida pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) que possibilitou o desenvolvimento da pesquisa. Gostaríamos de agradecer em especial ao professor José Francisco Gonçalves Júnior pelas considerações pertinentes e críticas construtivas ao manuscrito. Ao suporte estrutural fornecido através da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) da UFSC, do Parque Municipal da Lagoa do Peri e do departamento de Ecologia e Zoologia (ECZ) da UFSC. À EPAGRI pelos dados fornecidos.

Referências capítulo 2

- Abelho, M., Cressa, C. & Graça, M. A. S., 2005. Microbial biomass, respiration, and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. *Biotropica* 37: 397-402.
- Abelho, M., 2008. Effects of Leaf Litter Species on Macroinvertebrate Colonization during Decomposition in a Portuguese Stream. *International Review of Hydrobiology* 93: 358-372.
- Acuña, V., Giorgi, A., Muñoz, I., Sabater, F. & Sabater, S., 2007. Meteorological and riparian influences on organic matter dynamics in a forested Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society* 26:54-69.
- Afonso, A. A. O., Henry, R. & Rodella, R. C. S. M., 2000. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 43: 335-343.
- Ardón, M. & Pringle, C. M., 2008. Do secondary compounds inhibit microbial- and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia* 155: 311-323.
- Bastian, M., Boyero, L., Jackes, B. R. & Pearson, R. G., 2007. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rainforest stream. *Journal of Tropical Ecology* 23: 219–229.
- Benstead, J. P. & Huryn, A. D., 2011. Extreme seasonality of litter breakdown in an arctic spring-fed stream is driven by shredder phenology, not temperature. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02635.x
- Bispo, P. C. & Oliveira, L. G., 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 283–293.
- Boyero, L., 2003. The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 449: 161-168.

Boyero, L., Perason, R. G., Dudgeon, D., Graça, M. A. S., Gessner, M. O. et al., 2011. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92: 1839–1848.

Brown, B. L., 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters* 6: 316-325.

Brown, B. L., 2007. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia* 586: 93-106.

Burdett, A. S. & Watts, R. J., 2009. Modifying living space: an experimental study of the influences of vegetation on aquatic invertebrate community structure. *Hydrobiologia* 618: 161-173.

Caruso, M. M. L., 1990. *O desmatamento na Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. Ed. da UFSC, Florianópolis, BR. 158p.

Carvalho, E. M. & Uieda, V. S., 2010. Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. *Brazilian Journal of Biology* 70, 283-288.

CECCA/FNMA, 1996. *Uma cidade numa ilha – relatório sobre os problemas sócio-ambientais da Ilha de Santa Catarina*. Ed. Insular, Florianópolis. 248p.

Clarke K. R. & Gorley R. N., 2006. *Primer v6: user manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.

Clarke K. R. & Warwick., R. M., 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p.

Cummins, K. W., Petersen, R. C., Howard, F. O., Wuycheck, J. C. & Holt, V. I., 1973. The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology* 54: 336-345.

Cummins, K. W. & Klug, M. J., 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 10: 147-172.

- Fernández, H. R. & Dominguéz, E., 2001. *Guía para determinación de los artropodos bentónicos Sudamericanos*. UNT, Tucumán: 282 p.
- Fisher, S. G. & Likens, G. E., 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43: 421-439.
- Gonçalves Jr., J. F., França, J. S. & Callisto, M., 2006. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 967-973.
- Graça, M. A. S. & Cressa, M., 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *International Review of Hydrobiology* 95: 27-41.
- Grillet, M. A. & Barrera, R., 1997. Spatial and temporal abundance, substrate partitioning and species co-occurrence in a guild of Neotropical blackflies (Diptera: Simuliidae). *Hydrobiologia* 345: 197-208.
- Hennemann, M. C. & Petrucio, M. M., 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, DOI 10.1007/s10661-010-1833-5.
- Janke, H. & Trivinho-Strixino, S., 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 109-115.
- Johnson, R. C., Carreiro, M. M., Jin, H-S & Jack, J. D., 2012. Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. *Ecological Indicators* 13: 206-214.
- Kiffney, P. M. & Richardson, J. S., 2010. Organic matter inputs into headwater streams of southwestern British Columbia as a function of riparian reserves and time since harvesting. *Forest Ecology and Management* 260: 1931-1942.

Kominoski, J. S. & Rosemond, A. D., 2012. Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshwater Science* 31: 51–68.

Kominoski, J. S., Larrañaga, S. & Richardson, J. S., 2012. Invertebrate feeding and emergence timing vary among streams along a gradient of riparian forest composition. *Freshwater Biology* : doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02740.x.

Kominoski J. S., Marczak L. B. & Richardson J. S., 2011. Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. *Ecology* 92: 151–159.

Lisboa, L. K., da Silva, A. L. L., Siegloch, A. E. et al., 2012. Composition and dynamics of allochthonous organic matter in a subtropical Atlantic Rain Forest stream. *Em submissão*.

Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M. & Hepp, L. U., 2009. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 419-429.

Moulton, T. P. & Magalhães, S. A. P., 2003. Responses of leaf processing to impacts in streams in Atlantic Rain Forest, Rio de Janeiro, Brazil – a test of the biodiversity-ecosystem functioning relationship?. *Brazilian Journal of Biology*. 63: 87-95.

Mugnai, R., Nessimian, J. L. & Baptista, D. F., 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Rio de Janeiro: 176 p.

Nascimento, R. 2002. *Atlas Ambiental de Florianópolis*. Instituto Larus, Florianópolis. 35p.

Neiff, A. P. de., Galassi, M. E. & Franseschini, M. C., 2009. Invertebrate assemblages associated with leaf litter in three floodplain wetlands of the Paraná River. *Wetlands*, 29: 896-906.

Oliveira, A. L. H. de & Nessimian, J. L., 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da

- Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 424-441.
- Pozo, J., González, E., Díez, J. R., & Elósegui, A., 1997. Leaf-litter budgets in two contrasting forested streams. *Limnetica*, 13(2): 77-84.
- Richardson, J. S., Bilby R. E. & Bondar, C. A., 2005. Organic matter dynamics in small streams of the Pacific Northwest. *Journal of the American Water Resources Association* 41: 921-934.
- Roque, F. O., Trivinho-Strixino, S., Milan, L. & Leite, J. G., 2007. Chironomid species richness in low-order streams in the Brazilian Atlantic Forest: a first approximation through a Bayesian approach. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 221-231.
- Rosa, B. F. J. V., Silva, M. V. D. da, Oliveira, V. C. de, Martins, R. T. & Alves, R. da G., 2011. Macroinvertebrates associated with bryophyta in a first-order Atlantic Forest stream. *Zoologia* 28: 351–356.
- Santos, G. F., Silva, J. T. N., Mendonça, M. & Veado, R. W. ad-V., 1989. Análise Ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul* 8: 101-123.
- Shah, V., 2010. Colonization of Leaf Litter by Benthic Macroinvertebrates in Redwood Creek of Mt. Tamalpais State Park, California. *Spring*, 1-21.
- Sobral, M., Jarenkow, J. A., Brack, P., Irgang, B., Larocca, J. & Rodrigues, R. S., 2006. *Flora arbórea e arborecente do Rio Grande do Sul, Brasil*. RiMA/Novo Ambiente, São Carlos. 350p.
- Swan, C. M. & Palmer, M. A., 2006. Composition of speciose leaf litter alters stream detritivore growth, feeding activity and leaf breakdown. *Oecologia* 147: 469–478.
- Taniguchi, H. & Tokeshi, M., 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology* 49: 1164–1178.
- Tejerina, E. G. & Malizia, A., 2012. Chironomidae (Diptera) larvae assemblages differ along an altitudinal gradient and temporal periods in

a subtropical montane stream in Northwest Argentina. *Hydrobiologia*, 686: 41-54.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.

Yan, Y. & Li, X., 2007. Production dynamics and life cycle of dominant chironomids (Diptera, Chironomidae) in a subtropical stream in China: Adaptation to variable flow conditions in summer and autumn. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 25: 330-342.

Yanoviak, S. P., 1999. Effects of leaf litter species on macroinvertebrate community properties and mosquito yield in Neotropical tree hole microcosms. *Oecologia* 120: 147-155.

Wallace, J. B., Eggert, S. L., Mayer, J. L. & Webster, J. R., 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277:102-104.

Wantzen, K. M, Yule, C. M., Mathooko, J. M. & Pringle, C. M., 2008. Organic Matter Processing in Tropical Streams. In: Dudgeon, D. & Cressa, C. (Org). *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, p. 44-64.

Webster, J.R. & J.L. Meyer. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 141–161.

Apêndice Capítulo 2.

Composição das folhas do estoque bêntico nos rios preservado (CG) e impactado (ST) mensuradas de agosto de 2010 a junho de 2011, especificando-se as médias mensais (g.m-2) e a porcentagem de cada táxon no total mensurado. * representa espécies exóticas

Família	Espécie	CG		ST	
		média (g)	%	média (g)	%
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	1,10	2,49	0,23	0,69
	<i>Annona sericea</i> Dunal	0,00	0,01	-	-
	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	0,01	0,02	-	-
	<i>Guatteria</i> sp.	0,02	0,05	-	-
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> cf. <i>brevicuspis</i>	0,01	0,02	0,00	0,00
Asteraceae	<i>Mikania campanulata</i> Gardner	0,02	0,04	0,02	0,05
	<i>Piptocarpha</i> cf. <i>tomentosa</i>	-	-	1,33	3,98
	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	-	-	0,38	1,15
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	0,64	1,44	-	-
Bromeliaceae	Bromeliaceae	0,08	0,19	0,02	0,07
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	0,07	0,16	0,01	0,03
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	0,07	0,16	0,03	0,08
	<i>Clethra scabra</i> Pers.	0,22	0,50	-	-
Dilleniaceae	<i>Davila</i> cf. <i>rugosa</i>	0,10	0,22	0,15	0,46
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea scabra</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	0,07	0,15	0,05	0,14
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	0,08	0,19	-	-
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	0,08	0,19	-	-
	<i>Erythroxylum</i> sp.1	0,08	0,19	-	-

	<i>Erythroxylum</i> sp.2	0,05	0,10	-	-
	<i>Erythroxylum</i> sp.3	0,06	0,13	-	-
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	1,67	3,76	4,81	14,41
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0,01	0,01	-	-
	<i>Dalechampia</i> sp.	0,07	0,17	0,01	0,02
	<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	0,28	0,63	0,01	0,04
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0,01	0,02	-	-
	<i>Sebastiania</i> sp.	0,40	0,89	0,03	0,10
	<i>Tetrorchidium</i> <i>rubrivenium</i> Poepp.	0,36	0,82	0,17	0,51
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> cf. <i>forficata</i>	-	-	0,12	0,36
	<i>Dahlstedtia</i> sp.	0,21	0,47	-	-
	<i>Inga</i> cf. <i>vera</i>	0,08	0,18	-	-
	<i>Inga marginata</i> Willd.	1,12	2,52	-	-
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	0,04	0,09	-	-
	<i>Schyzolobium parabyba</i> (Vell.) Blake	8,38	18,93	-	-
Lamiaceae	<i>Aegiphila</i> sp.	0,02	0,04	-	-
Lauraceae	Lauraceae	0,18	0,41	0,06	0,18
	<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	0,95	2,15	0,14	0,43
	<i>Nectandra opositifolia</i> Ness	0,33	0,74	0,03	0,10
	<i>Ocotea</i> cf. <i>silvestris</i>	0,14	0,32	1,99	5,95
	<i>Ocotea mandioccana</i> A.Quinet	0,26	0,59	0,03	0,08
	<i>Ocotea</i> cf. <i>pulchella</i>	0,02	0,05	-	-
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	0,00	0,01	-	-
	<i>Persea</i> sp.	0,03	0,07	0,15	0,44
Loganiaceae	<i>Strychnus trinervis</i> (Vell.) Mart.	0,18	0,40	-	-
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.- Hil.) Spreng.	0,95	2,16	-	-
Malvaceae	<i>Luhea divaricata</i> Mart. & Zucc.	2,57	5,80	-	-

Melastomataceae	<i>Leandra</i> sp.	0,04	0,09	-	-
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	0,03	0,07	1,59	4,77
	<i>Miconia</i> cf. <i>cinerascens</i>	-	-	0,08	0,24
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	0,02	0,05	0,00	0,01
	<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	1,50	3,39	2,79	8,36
	<i>Trichilia</i> cf. <i>claussemi</i>	0,34	0,77	0,11	0,32
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	0,02	0,04	0,06	0,18
	<i>Mollinedia</i> cf. <i>calodonta</i>	0,06	0,13	0,02	0,05
Moraceae	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott ex Spreng.	3,36	7,59	1,54	4,61
	<i>Ficus eximia</i> Schott	4,20	9,48	0,03	0,10
	<i>Ficus cestrifolia</i> Schott ex Spreng.	1,63	3,69	0,07	0,21
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	0,02	0,05	-	-
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	0,05	0,11	-	-
	<i>Musa</i> sp.*	-	-	0,82	2,44
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	2,04	4,60	0,09	0,28
Myrtaceae	<i>Calypthranthes lucida</i> Mart. ex DC.	0,21	0,49	0,24	0,71
	<i>Campomanesia</i> cf. <i>xanthocarpa</i>	0,02	0,05	0,03	0,08
	<i>Marliera</i> sp.	0,05	0,10	-	-
	Myrtaceae sp.1	0,03	0,06	0,11	0,32
	Myrtaceae sp.2	0,09	0,19	-	-
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	0,75	1,69	0,85	2,54
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	0,33	0,75	1,84	5,50
Poaceae	<i>Bambusa</i> sp.*	-	-	7,77	23,26
Polypodiaceae	<i>Microgramma</i> cf. <i>vacinifolia</i>	0,07	0,16	-	-
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0,04	0,09	0,02	0,06
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	0,00	0,01	-	-

Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	0,09	0,20	-	-
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0,07	0,16	0,07	0,21
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	0,03	0,06	-	-
	<i>Bathysa australis</i> (A.St.- Hil.) K.Schum.	-	-	1,45	4,36
	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	0,16	0,35	-	-
	Rubiaceae	-	-	0,12	0,36
	<i>Rudgea</i> sp.	-	-	0,02	0,07
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	0,45	1,02	-	-
	<i>Caesaria silvestres</i> Sw.	0,09	0,19	0,07	0,20
	<i>Xilosma</i> sp.	0,00	0,00	-	-
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.- Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	0,12	0,28	0,05	0,14
	<i>Allophylus</i> cf. <i>guaraniticus</i>	0,30	0,67	0,05	0,15
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1,96	4,43	0,10	0,31
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0,37	0,83	0,03	0,08
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	0,06	0,14	0,04	0,12
	<i>Serjania</i> sp.	0,06	0,14	-	-
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> cf. <i>viride</i>	0,41	0,93	0,01	0,02
	<i>Pouteria salicifolia</i> (Spreng.) Radlk.	0,01	0,01	-	-
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.	0,00	0,01	-	-
Solanaceae	Solanaceae	0,05	0,11	-	-
	<i>Solanum</i> cf. <i>mauritanum</i>	0,57	1,29	-	-
	<i>Solanum</i> sp.	0,30	0,67	0,05	0,15
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	-	-	0,01	0,02
	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	0,62	1,39	1,72	5,15
Pteridófitas	Pteridófitas	0,03	-	-	-
	Indeterminada 1	0,66	1,50	0,04	0,13

Indeterminada 2	0,37	0,84	1,37	4,10
Indeterminada 3	0,02	0,04	0,17	0,50
Indeterminada 4	0,02	0,05	-	-
Indeterminada 5	0,02	0,04	0,06	0,17
Indeterminada 6	1,34	3,02	0,02	0,05
Indeterminada 7	0,17	0,38	0,01	0,02
Indeterminada 8	-	-	0,01	0,03

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dinâmica da vegetação ripária exerce uma forte influência sobre os ecossistemas de riachos florestados de cabeceira, sendo essencial na incorporação de recursos alimentares, que também funcionam como locais de forrageio e refúgio para fauna de invertebrados aquáticos. Desse modo, ela tem um papel determinante na estruturação das comunidades aquáticas e na manutenção da integridade funcional desses ecossistemas. Entretanto, há uma carência de estudos abordando esses assuntos em riachos de Mata Atlântica, principalmente em ambientes subtropicais. Em se tratando de um bioma considerado um *Hot-Spot* de biodiversidade, é necessário um aprofundamento e melhor descrição dessas relações para o melhor entendimento da funcionalidade desses sistemas, assim como auxiliar em esforços de conservação e recuperação desse ambiente.

Os resultados deste trabalho demonstram que a dinâmica da matéria orgânica (MO) em riachos de cabeceira de Mata Atlântica subtropical é controlada primariamente por períodos de intensa precipitação, que ocasionam picos de aporte de detritos para os sistemas lóticos através do carreamento lateral. Por se tratar de uma formação sem sazonalidade bem marcada, a Mata Atlântica propriamente dita (Floresta Ombrófila Densa) não apresenta períodos definidos de estação “chuvosa” e “seca”, como em sistemas tropicais do Cerrado e Floresta Amazônica, fazendo com que a dinâmica da MO fique sujeita à imprevisibilidade das chuvas.

No riacho Cachoeira Grande, foi observada uma taxa de aporte lateral maior que todas as outras encontradas em literatura. Duas hipóteses foram levantadas para explicar tal fato. Primeiro, existe uma real carência de estudos desse tipo em riachos de Mata Atlântica, que podem ter padrões de dinâmica da MO distintos da maioria dos biomas já estudados, assim como muitos estudos não consideram o grau de declividade da margem e a geomorfologia do leito dos ambientes. Segundo, o período estudado compreendeu um mês de fevereiro atípico, com 522 mm de chuva acumulados, e conseqüentemente um pico de aporte lateral que acabou aumentando significativamente a média mensal desse compartimento. Os resultados também sugerem possíveis espécies-chave na dinâmica da MO de riachos de Mata Atlântica propriamente dita para ambientes subtropicais, como *Schizolobium parahyba*, *Ficus eximia*, *Virola bicuhyba*, *Ficus adhatodifolia*, *Cupania vernalis* e *Tetrorchidium rubrivenium*.

Quando comparamos dois riachos com diferentes graus de integridade da vegetação ripária, constatamos que a riqueza na comunidade de invertebrados aquáticos, e na composição de folhas do estoque bêntico é significativamente maior em riachos de vegetação preservada. A integridade da vegetação ripária foi fundamental para estruturação das comunidades através da diversidade, quantidade e composição de detritos incorporados, assim como através da proteção fornecida contra variações na temperatura da água dos ecossistemas. De fato, o riacho impactado apresentou maior variação na temperatura de água ao longo do ano, e maior variação temporal na distribuição da comunidade de invertebrados.

Através das lacunas observadas aqui, e para uma discussão mais aprofundada do assunto, sugerimos estudos que congreguem a comunidade de invertebrados aquáticos e a riqueza de folhas na composição do detrito em experimentações em campo. Além disso, se faz necessário um melhor detalhamento sobre a relação entre qualidade e riqueza de espécies do detrito para ambientes tropicais, assim como estudos sobre preferência alimentar a partir de análises de isótopos estáveis de carbono.

Medições de matéria orgânica dissolvida (MOD) também se fazem necessárias na medida em que esse recurso representa o principal estoque de MO em águas correntes (Fisher & Likens, 1973) e contribui com uma porção significativa do aporte total em riachos (Webster & Meyer, 1997), derivado principalmente do solo da vegetação ripária (Tank et al., 2010). Apesar dos avanços no entendimento dos processos ecológicos com matéria orgânica em riachos, muitas das diferenças entre ambientes e dúvidas refletem omissões de importantes componentes na dinâmica de MO, especialmente medidas acuradas da área do leito do rio, respiração heterotrófica, estoque bêntico de MOPF e aporte de MOD através de água subterrânea (Webster e Meyer, 1997;).

Impactos antrópicos vêm causando a degradação das zonas ripárias ao redor do mundo, alterando desse modo a dinâmica de aporte de folhas para ecossistemas de riachos (Wallace et al., 1997). Não obstante, segundo Kominosky & Rosemond, (2012), as mudanças globais vão influenciar a dinâmica de MO dos ecossistemas de rios e riachos alterando a quantidade e qualidade de MO, fenologia da vegetação ripária, e as taxas de produção heterotróficas e autotróficas. Manter e restaurar esse aporte de detritos ripários se torna essencial para conservação e restauração das cadeias tróficas de riachos (Wallace et al., 1997).

6 REFERÊNCIAS GERAIS

- Ab'Saber, A.N. (2009). O suporte ecológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: Rodrigues, R.R. e Leitão-Filho, H.F. (eds.) Pp 15-25. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2ª ed. 2ª reimp. 320p.
- Abelho, M. & Graça, M.A.S. (1998). Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margarça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia*, 386, 147–152.
- Abelho, M. (2001). From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World*, 1, 656-680.
- Acuña, V., Giorgi, A., Muñoz, I., Sabater, F. & Sabater, S. (2007). Meteorological and riparian influences on organic matter dynamics in a forested Mediterranean stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(1):54-69.
- Alonso, A., González-Muñoz, N. & Castro-Díez, P. (2010). Comparison of leaf decomposition and macroinvertebrate colonization between exotic and native trees in a freshwater ecosystem. *Ecological Research* 25: 647-653.
- Batsviken, D, Tranvik, L.J., Downing, J.A., Crill, P.M. & Prast, A.E. (2011). Freshwater Methane Emissions Offset the Continental Carbon Sink. *Science*, 331, 50.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre, Artmed, 752p.
- Benfield, E.F. (1997). Comparison of litterfall input streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 104-108.
- Benson, L.J. & Pearson, R.G. (1993). Litter inputs to a tropical Australian rainforest stream. *Australian Journal of Ecology*, 18, 377–383.
- Binckley, C.A., Wipfli, M.S., Medhurst, R.B., Polivka, K., Hessburg, P., Salter, R.B. & Kill, J.Y. (2010). Ecoregion and land-use influence

invertebrates and detritus transport from headwater streams. *Freshwater Biology* 55, 1205-1218.

Campanili, M. & Prochnow, M. (orgs) (2006). *Mata Atlântica – uma rede pela floresta*. RMA, Brasília: BR.

CASAN (2009) In: <http://www.casan.com.br/index.php?sys=370> acesso em 05/11/2009, 21h50min.

Caruso, M.M.L. (1990). *O desmatamento na Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. Ed. da UFSC, Florianópolis, BR.

Carvalho, E.M. & Uieda, V.S. (2010). Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. *Brazilian Journal of Biology*, 70, n 2.

CECA/FNMA (1996). *Uma cidade numa ilha – relatório sobre os problemas sócio-ambientais da Ilha de Santa Catarina*. Florianópolis, Ed. Insular, 248p.

Clarke K.R. & Warwick., R.M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p.

Cole, J.J., Prairie, Y.T., Caraco, N.F., Mcdowell, W.H., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Downing J.A., Middelburg, J.J. & Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10, 171–184.

Conners, M.E. & Naiman, R.J. (1984). Particulate allochthonous inputs: relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, 1473-1484.

Cummins, K.W., Petersen, R.C., Howard, F.O., Wuycheck, J.C. & Holt, V.I. (1973) The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology*, 54 (2), 336-345.

Cummins, K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24, 631-641.

- Cummins, K.W. & Klug, M.J. (1979). Feeding ecology of streams invertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 10, 147-172.
- Dobson, M. & Frid, C. (1998). *Ecology of Aquatic Systems*. Longman, Essex, 232p.
- Fernández, H.R. & Dominguéz, E. (2001). *Guia para determinación de los artrópodos bentônicos Sudamericanos*. UNT, Tucumán: 282 p.
- Ferraz, D.K. (2001). O papel da vegetação na margem de ecossistemas aquáticos. In: Primack, R. B. & Rodrigues, E. (eds.) *Biologia da conservação*. Londrina, 328p.
- Fisher, S.G. & Likens, G. E. (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43, 421-439.
- França, J.S., Gregorio, R.S., De Paula, J.D., Gonçalves Jr., J.F.; Ferreira, F.A. & Callisto, M. (2009). Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research* 60, 990-998.
- Gessner, M.O., Chauvet E. & Dobson M. (1999). A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85, 377-384.
- GGE (GRUPO GESTÃO DO ESPAÇO – UFSC). *Atlas ambiental municipal, Florianópolis, SC, Brasil*. Coord. ORTH, D. M. Projeto Funcitec, UFSC, 2006.
- Gonçalves Jr., J.F., Santos, A.M. & Esteves, F.A. (2004). The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527, 125-137.
- Gonçalves Jr., J.F., França, J.S. & Callisto, M. (2006). Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49, 967-973.
- Graça, M.A.S. (2001). The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *International Review of Hydrobiology*, 86: 383-393.

Graça, M.A.S. & Zimmer, M. (2005). Leaf toughness. In: Graça, M.A.S., Barlocher, F. & Gessner, M.O. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Netherlands, 342p.

Gregory, S.V., Swanson, F.J., Mckee, W.A. & Cummins, K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones – focus on links between land and water. *BioScience*, 41, 540–551.

Kawaguchi, Y., Taniguchi, Y. & Nakano, S. (2003). Terrestrial invertebrate inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. *Ecology*, 84(3), 701–708.

Kirby, J.M., Webster, J.R. & Benfield, E.F. (1983). The role of shredders in detrital dynamics of permanent and temporary streams. In: Fontaine, T.D & Bartell, S.M. *Dynamics of lotic ecosystems*. Michigan, Ann Arbor Science, 494p.

Klein, E.M. (1980). Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia – Anais Botânicos do Herbário “Barbosa Rodrigues”*, 32, 165-389.

Klein, R.M. (1984). Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia – Anais Botânicos do Herbário “Barbosa Rodrigues”*, 36, 5-54.

Kominoski J.S. & Rosemond, A.D. (2012). Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshwater Science*, 2012, 31(1), 51–68.

Landeiro, V.L., Hamanda, N., Godoy, B.S. & Melo, A.S. (2010). Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649, 355-363.

Lima, W.P. & Zakia, M.J.B. (2009). Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F.L. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, Edusp, 2ª ed. 2ª reimp. 319p.

- Moretti, M.S., Gonçalves Jr., J.F., Ligeiro, R. & Callisto, M. (2007). Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology*, 92, 199-210.
- Moulton, T.P. & Magalhães, S.A.P. (2003). Responses of leaf processing to impacts in streams in Atlantic Rain Forest, Rio de Janeiro, Brazil – a test of the biodiversity-ecosystem functioning relationship?. *Brazilian Journal of Biology*. 63: 87-95.
- Moulton, T.P., Magalhães-Fraga, S.A.P., Brito, E.F. & Barbosa, F.A. (2010). Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, 638: 55-66.
- Mugnai, R., Nessimian, J.L. & Baptista, D.F. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Rio de Janeiro: 176 p.
- Naiman, R.J. & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 28, 621-658.
- Nascimento, R. (2002). *Atlas Ambiental de Florianópolis*. Instituto Larus, Florianópolis, BR.
- Neto, A.B.C. & Klein, R.M. (1991). *Mapeamento temático do município de Florianópolis: Vegetação - síntese temática*. IPUF, Florianópolis, BR.
- PMF (2009). In: http://www.pmf.sc.gov.br/floram/nova/parques/lagoa_peri.htm acesso em 05/11/2009, 21h18min.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da conservação*. Efraim Rodrigues, Londrina, BR.
- Poole, G. C. (2002). Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* 47: 641-660.
- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., Molinero, J. & Elósegui, A. (1997). Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian

vegetation. *Journal of the North America Benthological Society*, 16, 602-611.

Prast, A.E. & Pinho, L. (2008). Ciclo do carbono em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros. *Oecologia Brasiliensis*, 12, 03-05.

Primack, R.B. & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da conservação*. Londrina, 328p.

Rezende, C.F. & Mazzone, R. (2005). Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 17, 167-175.

Rezende, R.S.; Gonçalves Jr. J.F. & Petrucio, M.M. (2010). Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 22, 23-34.

Rodrigues, R.R. (2009). Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: Rodrigues, R.R. e Leitão-Filho, H.F. (eds.), Pp 91-99. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2ª ed. 2ª reimp. 320p.

Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. (2000). Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues, R.R. e Leitão Filho, H.F.L. (eds.), Pp. 45-71. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP. 320p.

Rodrigues, R.R. & Shepherd, G.J. (2009). Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: Rodrigues, R.R. e Leitão-Filho, H.F. (eds.), Pp 101-107. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2ª ed. 2ª reimp. 320p.

Santos, G.F., Silva, J.T.N., Mendonça, M. & Veado, R.W. ad-V. (1989). Análise Ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul*, 8, 101-123.

Sobral, M., Jarenkow, J.A., Brack, P., Irgang, B., Larocca, J. & Rodrigues, R.s.s. (2006). *Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul*, Brasil. São Carlos, RiMA/Novo Ambiente.

Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, na., Entekin, S.A. & Stephen, M.L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 118–146.

Townsend, C.R. (1996). Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hieraechy. *Archiv fur Hidrobiologie*, 113, 3-21.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980).The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37, 130–137.

Wallace, J.B., Eggert, S.L., Mayer, J.L. & Webster, J.R. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277,102-104.

Webster, J.R. & J.L. Meyer. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 141–161.

Wettstein, R.R.V. (1970). *Plantas do Brasil: aspectos da vegetação do sul do Brasil*. São Paulo, Edgar Blücher, 126p.

Wiens, J.A (2002). Riverine landscape: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47, 501-515.